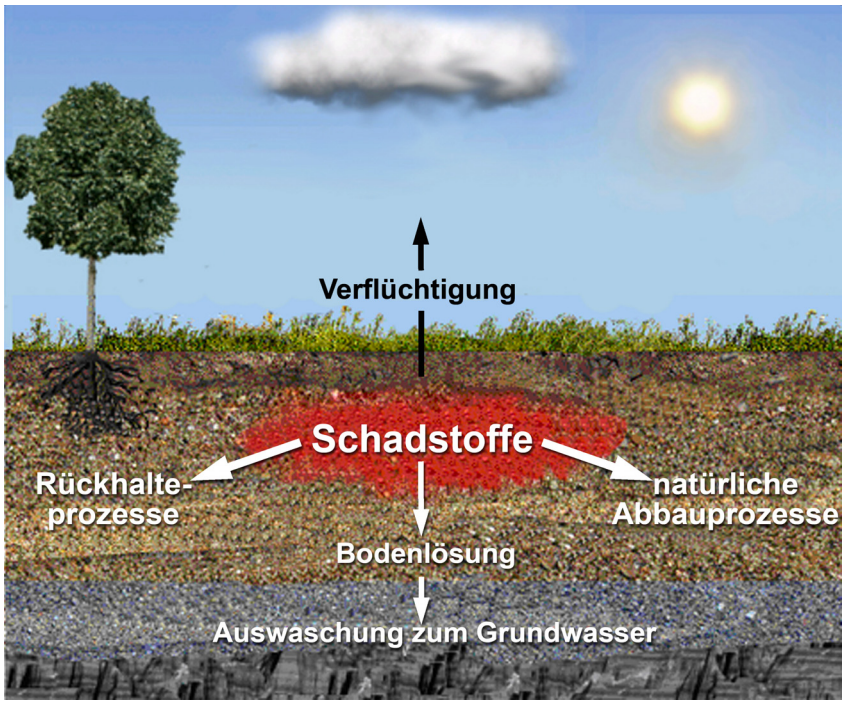
Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse der Schadstoffgruppen MKW und BTEX in der wasserungesättigten Bodenzone

Ergebnisse aus Untersuchungen im Labor-, Technikums- und Feldmaßstab



Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

Vorgelegt dem Fachbereich 2 (Biologie/Chemie)
der Universität Bremen

von
Klaudia Hettwer
Bremen, Juni 2006

Titelbild:
Wesentliche Prozesse der natürlichen Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone (aus: BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG 2000; stark verändert).

Gutachter

1. Prof. Dr. Jürgen Warrelmann (Universität Bremen)
2. Prof. Dr. Martin Diekmann (Universität Bremen)

Kurzfassung

Die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse der Schadstoffgruppen MKW und BTEX in der wasserungesättigten Bodenzone wurden in verschiedenen Maßstäben (Labor-, Technikums-, Feldmaßstab) untersucht.

Hierzu wurden auf einem Modellstandort, einer ehemaligen militärischen Liegenschaft, Bodenuntersuchungen sowie über drei Jahre ein Monitoring der potenziellen Austragspfade – Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser – durchgeführt. In den Bodenproben konnte aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung nur partiell eine natürliche Schadstoffminderung durch mikrobielle Abbauprozesse, Volatilisierung und Auswaschung nachgewiesen werden. Der andauernde mikrobielle Schadstoffabbau wird durch die Bodenluft- und Grundwasserdaten belegt. Die mikrobielle Aktivität am Standort ist aber durch einen niedrigen pH-Wert und geringe Nährstoffgehalte stark eingeschränkt.

Der pH-Wert im Boden konnte in Batch-Versuchen mit gestörten, homogenisierten Bodenproben durch Addition eines kalkhaltigen Puffers bis ins neutrale Milieu angehoben werden. Säulenversuche zeigten jedoch, dass diese pH-Optimierung auf die oberste Bodenschicht beschränkt bleibt. Die Stimulierung der Nährstoffverhältnisse bewirkte einen erhöhten Abbau von MKW im Boden, gleichzeitig aber auch eine Auswaschung von Nitrat und Ammonium mit dem Sickerwasser.

Mit den Batch-Versuchen konnte vor allem das Potenzial des Bodens für die natürliche Schadstoffminderung und mögliche Stimulierungsmaßnahmen geprüft werden. Die Glassäulen- und die Bodensäulenversuche lieferten Ergebnisse zur Schadstoffverlagerung und -auswaschung sowie zur Wirksamkeit von Stimulierungsmaßnahmen in Abhängigkeit von der Bodentiefe. Für ein *Upscaling* von Laborergebnissen auf den Feldmaßstab müssen die Möglichkeiten und Grenzen der verschiedenen Testsysteme berücksichtigt werden.

Abstract

The potentials and limitations of natural degradation and sorption processes of petroleum hydrocarbon and BTEX contaminants in the vadose zone were investigated in laboratory and technical scale as well as in field scale.

On a former military site, soil investigations and a monitoring of soil air, seepage water and groundwater were carried out for three years. Although the contaminants in soil were inhomogenously distributed, a decrease in the concentration of petroleum hydrocarbons attributable to biodegradation, volatilization and leaching processes was observed in several sampling areas. In particular, microbial degradation processes were confirmed by soil air and ground water monitoring. The microbial activity at the site is limited by low nutrient concentrations and a low pH-value.

Batch experiments with disturbed and homogenised soil samples showed an increase of the pH value up to 7 following the addition of a calcareous buffering agent, although column experiments demonstrated that the amendment of the soil pH affected only the upper soil layer. The stimulation of nutrient ratios caused a higher degradation rate of petroleum hydrocarbons and BTEX, but also a leaching of nitrate and ammonia by seepage water.

The potentials of natural degradation processes and of possible stimulation enhancement could be confirmed through Batch experiments. Column experiments with disturbed and undisturbed soil samples evidenced transport and leaching processes of contaminants, providing at the same time a measurement of the effectiveness of stimulation activities in relation to the soil depth. For *Upscaling* laboratory experiments to field scale, options and limitations of the test systems have to be further considered.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung **4**

Abstract **5**

Anhangsverzeichnis (CD) **11**

Abkürzungsverzeichnis **12**

1 Einleitung **13**

1.1 Problemstellung **13**

1.2 Fachlicher Hintergrund **16**

1.2.1 Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone 16
1.2.1.1 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) 16
1.2.1.2 BTEX 18
1.2.1.3 Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination 18
1.2.1.4 Metabolite 19

1.2.2 Allgemeiner Kriterien-/Parameterkatalog für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse 20

1.2.3 Wassergehalt, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Nährstoffe: Schlüsselparameter mikrobieller Abbauprozesse 21
1.2.3.1 Wassergehalt 21
1.2.3.2 Sauerstoff 24
1.2.3.3 pH-Wert und Pufferkapazität 25
1.2.3.4 Nitrat 26
1.2.3.5 Stickstoffquellen / Ammonium 27
1.2.3.6 Phosphor / Phosphat 28
1.2.3.7 Temperatur 28

1.2.4 Methoden des *Upscalings* in der Sanierungspraxis 28

1.3 Konzept und Fragestellungen der Dissertation **30**

2 Material und Methoden **33**

2.1 Methodik der Feldversuche **33**

2.1.1 Beschreibung des Untersuchungsstandortes 33

2.1.2 Untersuchungsprogramm 35

2.1.3 Bodenuntersuchungen 37
2.1.3.1 Linerbohrungen 37
2.1.3.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Boden 38
2.1.3.3 Prüfung der Qualitätssicherung bei der Entnahme von Intervallproben 39

2.1.4 Bodenluftuntersuchungen 40
2.1.4.1 Einrichtung der Bodenluftmessstellen 40
2.1.4.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Bodenluft 40

2.1.5 Sickerwasseruntersuchungen 42
2.1.5.1 Einrichtung der Sickerwassermessstellen 42
2.1.5.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Sickerwasser 42
2.1.5.3 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Probennahme 44
2.1.6 Grundwasseruntersuchungen 45
2.1.6.1 Einrichtung der Grundwassermessstellen 45
2.1.6.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Grundwasser 45
2.1.7 Erhebung von Klimadaten 46
2.2 Methodik der Labor- und Technikumsversuche 47
2.2.1 Entnahme der Bodenproben 47
2.2.2 Batch-Versuche 48
2.2.2.1 pH-Wert-Optimierung im Batch-Versuch 48
2.2.2.2 Nitrat- und Nährstoffadditive im Batch-Versuch 48
2.2.3 Glassäulenversuche 50
2.2.3.1 Versuchsaufbau 50
2.2.3.2 pH-Wert-Optimierung in den Glassäulenversuchen 51
2.2.3.3 Nitrat- und Nährstoffadditive in den Glassäulenversuchen 52
2.2.4 Bodensäulenversuche 53
2.2.4.1 Versuchsaufbau 53
2.2.4.2 Bodenanalytik 54
2.2.4.3 Sickerwasseranalytik 55
2.2.5 Methoden der Bodenuntersuchungen 55
2.2.5.1 MKW-Analytik 55
2.2.5.2 BTEX-Analytik 56
2.2.5.3 Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehaltes 57
2.2.5.4 Bestimmung der Wasserhaltekapazität 57
2.2.5.5 Messung des pH-Wertes 58
2.2.5.6 Messung des Kalkbedarfes 58
2.2.5.7 Messung der Leitfähigkeit 58
2.2.5.8 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatbestimmung mittels Fließanalytik 58
2.2.5.9 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatbestimmung mittels Schnelltests 59
2.2.5.10 Ammoniumbestimmung nach DIN 38406-5 60
2.2.5.11 Phosphatbestimmung mit der PMB-Methode 60
2.2.5.12 Bestimmung der Bodenatmung 60
2.2.6 Methoden der Sickerwasseruntersuchungen 60
2.2.6.1 Aufnahme organoleptischer Befunde 60
2.2.6.2 MKW-Analytik 60
2.2.6.3 Bestimmung der TOC/DOC-Konzentration 61
2.2.6.4 Messung des pH-Wertes 62
2.2.6.5 Messung des Redoxpotenzials 62
2.2.6.6 Messung der Leitfähigkeit 62
2.2.6.7 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatbestimmung 62
2.2.6.8 Bestimmung der Eisenkonzentration 63
2.2.6.9 Bestimmung der Sulfatkonzentration 63
2.2.6.10 Calciumbestimmung mittels Atom-Absorptions-Spektrometrie 63
2.2.6.11 Bestimmung der Säurekapazität 63
2.2.7 Datenauswertung 64

3 Ergebnisse 65

3.1 Feldversuche auf dem TL Schäferhof-Süd 65

3.1.1 Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd 65
3.1.1.1 Bodenprofile 66
3.1.1.2 Schadstoffverteilung 67
3.1.1.3 Qualitätssicherung bei der Schadstoffanalytik in Intervallproben 69
3.1.1.4 Schadstoffabbau 70
3.1.1.5 MKW-Screening 75
3.1.1.6 Physikochemische und biologische Parameter 77

3.1.2 Bodenluftdaten vom TL Schäferhof-Süd 85
3.1.2.1 Bodenluftzusammensetzung und Schadstoffkonzentrationen 85
3.1.2.2 Jahreszeiteneffekte 89
3.1.2.3 Schadstoffabbau 90
3.1.2.4 Qualitätssicherung bei der Bodenluftbeprobung 92
3.1.2.5 Ableitung von Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser 92

3.1.3 Sickerwasserdaten vom TL Schäferhof-Süd 94
3.1.3.1 Sickerwassermenge 94
3.1.3.2 Qualitätssicherung bei der Sickerwasserbeprobung 95
3.1.3.3 Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser 96
3.1.3.4 Physikochemische Parameter im Sickerwasser 96
3.1.3.5 Ableitung des Schadstoffaustrages mit dem Sickerwasser ins Grundwasser 100

3.1.4 Grundwasserdaten vom TL Schäferhof-Süd 102

3.1.5 Klimadaten vom TL Schäferhof-Süd 103

3.2 Batch-Versuche 106

3.2.1 Bodenmaterial 106

3.2.2 pH-Wert-Optimierung 106

3.2.3 Nitrat- und Nährstoffadditive 108
3.2.3.1 Flaschenversuchsserie 1 108
3.2.3.2 Flaschenversuchsserie 2 112

3.3 Glassäulenversuche 116

3.3.1 Bodenproben der Glassäulenversuche 117
3.3.1.1 MKW-Gehalte und Trockensubstanz 117
3.3.1.2 pH-Werte und Leitfähigkeit 118
3.3.1.3 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte 119

3.3.2 Sickerwasser der Glassäulenversuche 121
3.3.2.1 MKW-Konzentrationen 121
3.3.2.2 pH-Wert und Leitfähigkeit 122
3.3.2.3 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen 124

3.4 Bodensäulenversuche 126

3.4.1 Bodenproben der Bodensäulenversuche 126
3.4.1.1 Bodenprofile 126
3.4.1.2 Trockensubstanz / Bodenfeuchte 127
3.4.1.3 Schadstoffgehalte (MKW, BTEX) 127
3.4.1.4 pH-Wert und Leitfähigkeit im Boden 131
3.4.1.5 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte 132
3.4.1.6 Bodenatmung 133

3.4.2 Sickerwasserproben der Bodensäulenversuche 135
3.4.2.1 Sickerwassermenge 135
3.4.2.2 Organoleptische Befunde 135
3.4.2.3 MKW-Konzentrationen 136
3.4.2.4 TOC/DOC und TIC/DIC 136
3.4.2.5 pH-Werte im Sickerwasser 137
3.4.2.6 Redoxpotenzial 138
3.4.2.7 Leitfähigkeit im Sickerwasser 139
3.4.2.8 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen 140
3.4.2.9 Eisen- und Sulfatkonzentrationen 141

4 Diskussion 144

4.1 Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse am TL Schäferhof-Süd 144

4.1.1 Schadstoffabbau in der ungesättigten Bodenzone 144

4.1.2 Nachweis der natürlichen Abbauprozesse mittels Bodenluftdaten 148

4.1.3 Nachweis der natürlichen Abbauprozesse im Sickerwasser 151

4.1.4 Hemmfaktoren des Schadstoffabbaus 153

4.2 Eignung der verwendeten Labor- und Technikumsversuche im Hinblick auf die Abschätzung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials 155

4.2.1 Batch-Versuche 155

4.2.2 Glassäulenversuche 157

4.2.3 Bodensäulenversuche 159

4.3 Beurteilung von Maßnahmen zur Stimulierung der natürlichen Abbauprozesse 163

4.3.1 pH-Optimierung 163

4.3.2 Nitrat, Nährstoffe 166

***4.4* *Upscaling*: Vom Labor- zum Feldmaßstab 173**

5 Ausblick 178

5.1 Handlungsoptionen am TL Schäferhof-Süd 178

5.2 Weiterer Forschungsbedarf 181

6 Zusammenfassung 183

7 Literaturverzeichnis 186

Abbildungsverzeichnis 203

Tabellenverzeichnis 207

Danksagung 209

Anhangsverzeichnis (CD)

Anhang 1 Lagepläne

1.1 Übersichtsplan des TL Schäferhof-Süd (Nienburg/Weser)
1.2 Lageplan: Bohrpunkte und Messstellen auf dem TL Schäferhof-Süd

Anhang 2 TL Schäferhof-Süd

2.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse in den Bohrarealen B1-B10
2.2 Grafische Übersicht der Analysenergebnisse
2.3 Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (B11)
2.4 Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte
2.5 Schadstoffverteilung in Boxplot-Diagrammen
2.6 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring
2.7 Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring
2.8 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring
2.9 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Sickerwasserbeprobung
2.10 Klimadaten von Dez. 2001 – Nov. 2004

Anhang 3 Labor- und Technikumsversuche

3.1 Flaschenversuchsserie 1: Analysenergebnisse
3.2 Flaschenversuchsserie 2: Analysenergebnisse
3.3 Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Boden
3.4 Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser
3.5 Glassäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste
3.6 Bodensäulenversuche: Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile
3.7 Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden
3.8 Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser
3.9 Bodensäulenversuche: Bodenatmungswerte von S1 und S5
3.10 Bodensäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste

Anhang 4 Literatur

4.1 Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften – Literaturstudie
4.2 Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone – Abschlussbericht
4.3 Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atom-Absorptions-Spektrometer
ALA AG	Altlastenausschuss Arbeitsgruppe
ASTM	American Society for Testing and Materials
B	Boden
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BL	Bodenluft
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
DIN	Deutsche Industrienorm
DN	Durchmesser Nennweite
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
EN	Euronorm
ENA	Enhanced Natural Attenuation
EP	Eimerprobe
EPA	U.S. Enviromental Protection Agency
F1, F3	Flaschenversuchsserie 1/3
FIA	Flow Injection Analysis
FID	Flame Ionisation Detector
GC	Gaschromatographie
GC-FID	Gaschromatographie-Flammenionisationssdetektor
GC-MSD	Gaschromatographie-Massenselektiver Detektor
GC-PID	Gaschromatographie-Photoionisationsdetektor
GW	Grundwasser
GWM	Grundwasser-Messstelle
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography
HS	Headspace
ID	Innendurchmesser
ISO	International Standard Organization
K1, 2 ...	Kontrollprobe
k. A.	keine Angaben
KW	Kohlenwasserstoffe
LABO	Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MNA	Monitored Natural Attenuation
MP	Messpunkt
NA	Natural Attenuation
n. b.	nicht bestimmt
NW	Niederschlagswasser
PN	Probennahme
QS	Qualitätssicherung
RKS	Rammkernsondierung
RP	Rückstellprobe
ROK	Rohroberkante
SW	Sickerwasser
T	Testfeld
TC	Total Carbon
TL	Tanklager
TIC	Total Inorganic Carbon
TOC	Total Organic Carbon
TPF	Triphenyl-Formazan
TS	Trockensubstanz
u. GOK	unter Geländeoberkante
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
Vk	kontaminiertes Vergleichsareal
Vuk	unkontaminiertes Vergleichsareal
WHK_{max}	maximale Wasserhaltekapazität

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sowie die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und die Xylol-Isomere (BTEX) stellen zwei weit verbreitete Schadstoffgruppen in kontaminierten Böden dar. Die Schadstoffverunreinigungen stammen aus dem teilweise jahrelangen unsachgemäßen Umgang mit Mineralöl und Mineralölprodukten wie zum Beispiel Benzin oder Dieselkraftstoffen. Insbesondere auf ehemals militärisch genutzten Liegenschaften wurde der Untergrund durch den Militärbetrieb häufig erheblich mit MKW und BTEX verunreinigt. Abhängig von der früheren betrieblichen Nutzung liegen auf den Altstandorten nach wie vor punktuelle oder großflächige diffuse Kontaminationen vor, die ein erhebliches Gefährdungspotenzial für Boden und Grundwasser darstellen (Abb. 1.1).

Zu Beginn der Neunzigerjahre nahmen militärisch genutzte Liegenschaften mit einer Gesamtfläche von etwa 1 Million ha ca. 2,8 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland ein (AGEL & LÖBEL 1999). Inzwischen dient etwa die Hälfte dieser Liegenschaften nicht mehr militärischen Zwecken (UMWELTBUNDESAMT 2006b) und durch weitere Standortschließungen bei der Bundeswehr ist ein Zuwachs solcher ungenutzter militärischer Liegenschaften zu verzeichnen. Eine zukünftige Verwertung dieser Flächen hängt jedoch von einer Dekontamination des verunreinigten Bodens und des Grundwassers ab.

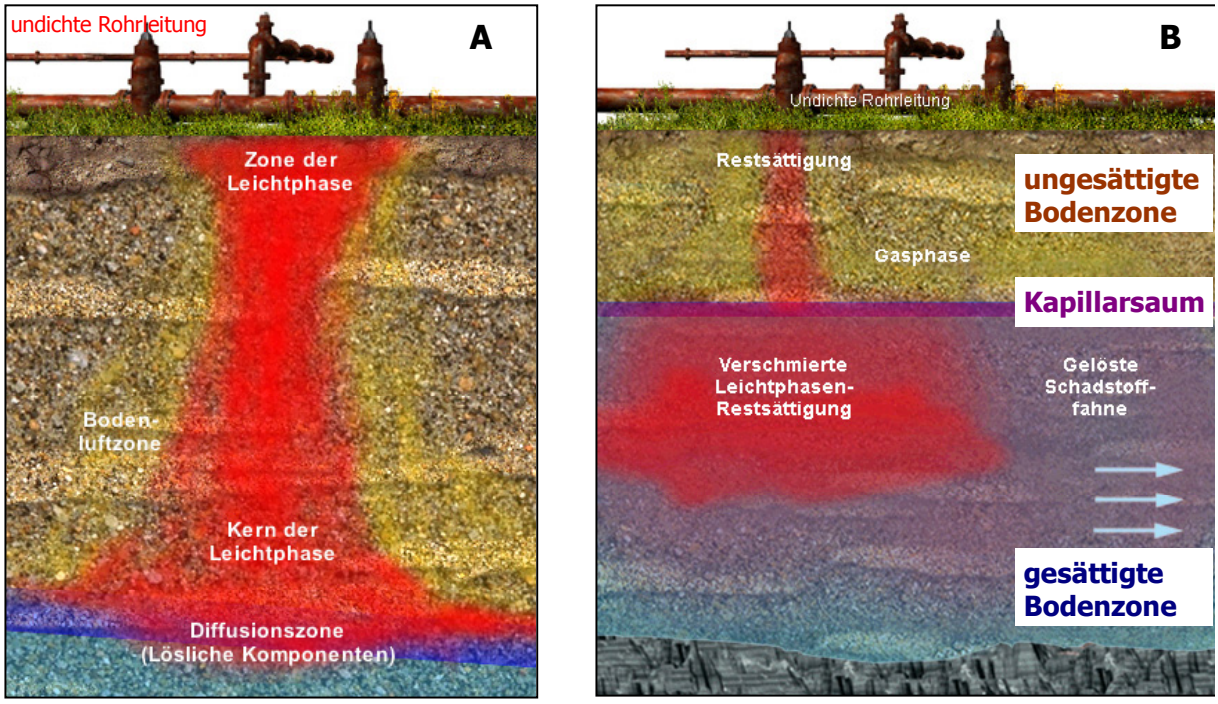


Abb. 1.1: Ausbreitung von Kontaminationen mit Dieselkraftstoff (Leichtphase) in der ungesättigten Bodenzone (aus BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG 2000). A) Ausgelaufener Dieselkraftstoff sickert als mobile Phase vertikal abwärts, bis diese auf den geschlossenen Kapillarraum kurz oberhalb der Grundwasserspiegellage trifft. Leichtflüchtige Schadstoffverbindungen reichern sich als Gasphase in der Bodenluft an und breiten sich diffusiv in der ungesättigten Zone aus. B) Die mobile Phase hinterläßt eine Restsättigung in der Bodenmatrix. Diese wirkt als ständige Quelle zur Bildung der Gasphase als auch als Quelle für gelöste Schadstoffe im Wasser.

In den letzten Jahren ist der natürliche Abbau und Rückhalt von Schadstoffen als Strategie zur Dekontamination verstärkt ins Blickfeld des Interesses gerückt. So entspricht es auch der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBODSCHV 1999), wenn für eine nachhaltige Wiederherstellung von Bodenfunktionen ebenso natürliche Schadstoffminderungsprozesse als umwelt- und bodenschonende, kostengünstige (passive) Methoden bewusst und kontrolliert genutzt werden. Eine besondere Bedeutung kommt dabei dem mikrobiellen Abbau von Schadstoffen (Biodegradation) zu, der für die Schadstoffgruppen MKW und BTEX in Boden und Grundwasser hinreichend belegt ist (GELLER 2001). Bei Kontaminanten wie MKW und BTEX kann sich bei geeigneten Standortbedingungen aber auch der natürliche Schadstoffrückhalt durchaus dazu eignen, die Schadstoffausbreitung und damit die Gefährdung von Schutzgütern wie dem Grundwasser zu vermindern.

In der Bundesrepublik Deutschland sind derzeit 190.000 altlastenverdächtige Flächen (Altablagerungen und Altstandorte) registriert, von denen nach jetzigem Stand mindestens 10-20 % saniert werden müssen (UMWELTBUNDESAMT 2006a). Bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen wird die Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse bei entsprechenden Voraussetzungen aus ökologischen wie ökonomischen Gründen in Zukunft unverzichtbar sein (LABO 2005). Die gezielte Nutzung natürlicher Schadstoffminderung könnte dabei als alleinige Strategie zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen und zur Erreichung von Sanierungszielen oder als Bestandteil einer Sanierungsstrategie – zum Beispiel in der Endphase und/oder Nachsorge einer Standortsanierung – eingesetzt werden.

Zu natürlichen Abbauprozessen von Schadstoffen im Grundwasser liegt eine Vielzahl von Untersuchungen und Erkenntnissen insbesondere aus den USA vor, wo diese als *Natural Attenuation* (NA) bezeichneten Prozesse bereits seit über 20 Jahren erforscht und mittlerweile an zahlreichen Standorten als Alternative oder Ergänzung zu technischen Sanierungsmaßnahmen genutzt werden (EPA 1999, ASTM 2004). Eine wichtige Voraussetzung ist der standortspezifische Nachweis sowie eine Überwachung und Quantifizierung der Prozesse (WIEDEMEIER et al. 1995b, 1998). In Anlehnung an die EPA-Richtlinien und unter Berücksichtigung der deutschen Gesetze und Verordnungen (BBODSCHG 1998, BBODSCHV 1999) hat MARTUS (2003) ein Untersuchungs- und Auswertungsprogramm zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser erstellt. Des Weiteren sind im Zuge der Diskussion über natürliche Schadstoffminderungsprozesse mehrere Arbeitshilfen und Positionspapiere entstanden, die ein MNA-Konzept (*Monitored Natural Attenuation*) für die organischen Schadstoffgruppen MKW, BTEX, LCKW und PAK im Grundwasser vorschlagen und erste Hinweise zu einer rechtlichen Einordnung der Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der Sanierungspraxis geben (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2004, ITVA 2004, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004, LABO 2005). Eine Reihe von Forschungsprojekten wird derzeit im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunkts 'Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden' (KORA) durchgeführt.

Die Wirkungsweise natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der wasserungesättigten Bodenzone ist dagegen noch wenig erforscht und die Kriterienfindung sowie die Bewertung dieser Prozesse wurde bislang kaum berücksichtigt. Lediglich im Rahmen der von der BBODSCHV (1999) geforderten Sickerwasserprognose zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser findet eine Diskussion um die Schadstoffminderungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone statt (LABO 2003). Im Vordergrund steht aber auch hier der po-

tenzielle Schadstoffeintrag aus der ungesättigten Bodenzone ins Grundwasser. Erst aus den Erkenntnissen des in der vorliegenden Arbeit beschriebenen Forschungsprojekts wurde eine Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone erstellt (WARRELMANN et al. 2006).

Der bisherige Kenntnisstand zu natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse von MKW und BTEX bezieht sich meist auf Labor- und Technikumsversuche, deren Übertragbarkeit auf Feldbedingungen nicht geklärt ist. Darüber hinaus sind viele Untersuchungen auf ein enges Schadstoffspektrum mit jeweils wenigen Einzelverbindungen beschränkt. Schadensfälle im Boden, die aus dem unsachgemäßen Umgang mit Rohölprodukten oder aus Unfällen resultieren, weisen jedoch in der Regel ein breites Spektrum an Kontaminanten auf, welches, je nach Alter der Kontamination, in mehr oder weniger stark veränderter Zusammensetzung vorliegt.

Kontaminierte Böden sind zumeist komplexe Systeme, in denen die Gasphase (Bodenluft), die wässrige Phase (Sickerwasser) und die feste Phase (Bodenmatrix) sowie die organischen Schadstoffe in enger Wechselwirkung miteinander stehen. Entsprechend komplex sind auch die biologischen Abbau- und Rückhalteprozesse von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone. Dem Verständnis dieser Prozesse und den Möglichkeiten einer Stimulierung des natürlichen Schadstoffabbaus (*Enhanced Natural Attenuation* – ENA) wird zukünftig eine verstärkte Bedeutung in der Altlastenbearbeitung zukommen. Die vorliegende Dissertation soll hierzu einen Beitrag leisten.

1.2 Fachlicher Hintergrund

1.2.1 Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone

Die im Folgenden dargestellten Schadstoffminderungsprozesse beziehen sich auf die Schadstoffgruppen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX, andere Alkylbenzole). Ein natürlicher Abbau dieser Stoffgruppen in Umweltmedien ist hinreichend belegt (GELLER 2001). Schwerpunktmäßig werden die Prozesse in wasserungesättigten Böden betrachtet, wobei teilweise, insbesondere bei Mangel an publizierten Ergebnissen und unter dem Aspekt, dass das Grundwasser einen potenziellen Austragspfad für Schadstoffe darstellt, auch auf die Erkenntnisse aus der gesättigten Bodenzone zurückgegriffen wird. Der dargestellte Stand der nationalen und internationalen Forschung zu natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone wurde bereits in einer Literaturstudie veröffentlicht (HETTWER et al. 2001, HETTWER et al. 2004).

1.2.1.1 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

Unter MKW werden im Allgemeinen die unter Normalbedingungen flüssigen Verarbeitungsprodukte der Rohöle wie Ottokraftstoffe, Diesel, Heizöl und die Produkte der weiteren Verarbeitung wie Motorenöle zusammengefasst (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991).

Mineralöle sind eine komplexe Mischung aus überwiegend Aliphaten, d.h. n-Alkanen (unverzweigte, gesättigte Kohlenwasserstoffe), n-Alkenen (unverzweigte, ein- oder mehrfach ungesättigte Kohlenwasserstoffe), iso-Alkanen (verzweigte Kohlenwasserstoffe mit mehr als vier C-Atomen) sowie Cyclo-Paraffinen (Ringverbindungen mit mehr als fünf C-Atomen). Darüber hinaus enthalten die Mineralölkohlenwasserstoffe wechselnde Anteile an monozyklischen Aromaten wie Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol, die mit der Bezeichnung BTEX zusammengefasst werden (MEYERDIERKS et al. 2000).

Die biologische Abbaubarkeit der Aliphate wird durch deren Flüchtigkeit, Toxizität und Bioverfügbarkeit eingegrenzt (GELLER 2001). Unverzweigte Alkane sind in der Regel leichter abbaubar als verzweigte oder cyclische Alkane. Durch die Abbauprozesse erfolgt im Laufe der Zeit eine Abnahme der Kettenlänge (MEYERDIERKS et al. 2000). Die Be- oder Verhinderung des mikrobiellen Abbaus von MKW hängt somit nicht nur von der Konzentration, sondern auch der Kettenlänge der Verbindungen (vgl. Kap. 1.2.1.3) ab. Für die biologischen Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone ist der aerobe Abbau der Aliphate mit Sauerstoff als terminalem Elektronenakzeptor von übergeordneter Bedeutung. Dabei erfolgt zunächst die Oxidation der Kohlenwasserstoffe durch Hydroxylasen zu Alkoholen, die weiter über Aldehyde zu Säuren umgesetzt werden. Diese Fettsäuren werden dann unter Energiegewinnung stückweise weiter abgebaut (s. Abb. 1.2). Alkene können in Anwesenheit von Sauerstoff an der Doppelbindung angegriffen werden. Das entstehende Epoxid ist instabil und zerfällt über mehrere Zwischenstufen in Alkohole, Ketone und schließlich Säuren, die weiter abgebaut und mineralisiert werden können. Der Abbau von Cycloparaffinen erfordert die Zusammenarbeit von Mikroorganismen mit sich ergänzenden ringspaltenden Enzymen (Synergismus). Dabei liefern die ersten Abbauschritte keine Energie, sodass zusätzlich ab-

baubare Substrate für Wachstum und Vermehrung benötigt werden (cometabolischer Abbau).

Der anaerobe Abbau von Kohlenwasserstoffen erfolgt in der Regel deutlich langsamer als unter aeroben Bedingungen. Nitrat und Sulfat können dabei als alternative Elektronenakzeptoren fungieren. Von praktischer Bedeutung ist vor allem der anaerobe Abbau der beim Abbau von MKW oxidativ gebildeten Fettsäuren (s.o.) (GELLER 2001).

Ein wichtiger Punkt beim Abbau von MKW ist deren Bioverfügbarkeit, also die Zugängigkeit und Aufnehmbarkeit der Substanzen (MACKENBROCK et al. 1994, FRITSCHE 1998), die mit dem Alter der Kontamination sinkt (BOSMA et al. 1997). Die Aufnahme der flüssigen oder gasförmigen Kohlenwasserstoffe erfolgt entweder über deren Lösung im Porenwasser oder im direkten Grenzflächenkontakt (MILLER 1994, WILSON 1996). GELLER (2001) gibt für Mitteldestillate wie Dieselöl (Alkane C_8-$C_{>29}$ und Aromaten C_7-$C_{>20}$) eine Gesamtwasserlöslichkeit von 5-20 mg l^{-1} an. Durch Bindung der Kohlenwasserstoffe an Humuspartikel oder durch Festlegung in der Bodenmatrix stellt sich eine Verringerung der Bioverfügbarkeit ein (GELLER 2001). Des Weiteren kann die Bioverfügbarkeit von Dieselöl dadurch eingeschränkt werden, dass die kürzerkettigen Verbindungen, die in frischem Diesel als Lösemittel für die längerkettigen Verbindungen dienen, ausgasen und dadurch das verbleibende Öl an der Außenfläche verhärtet.

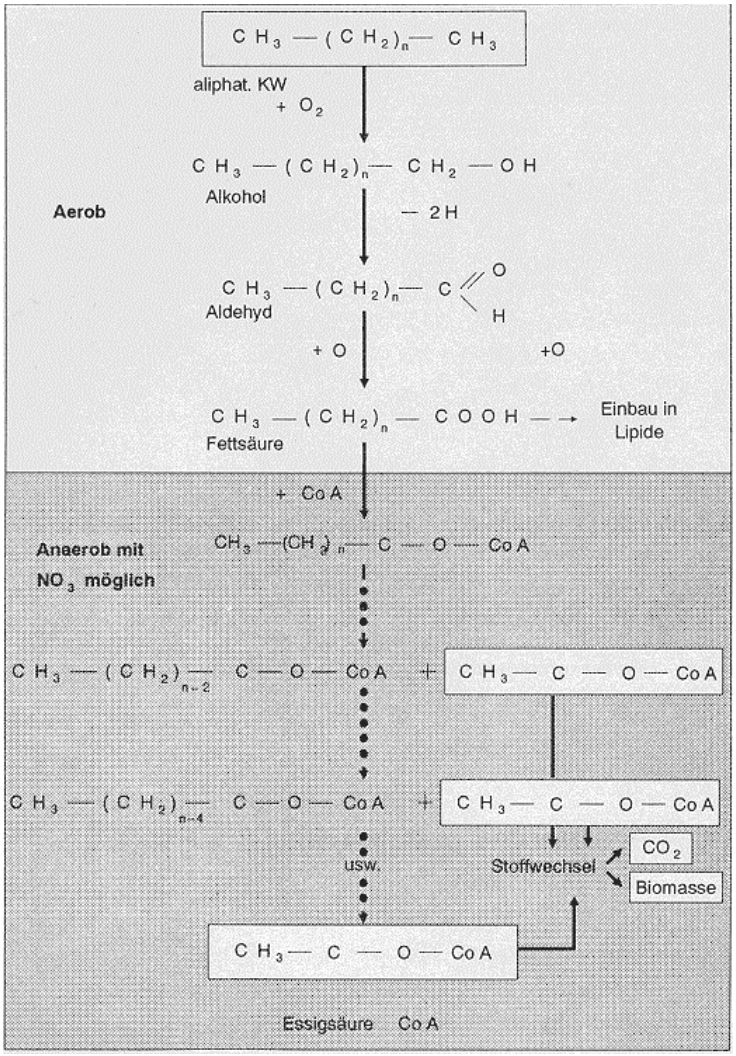


Abb. 1.2: Mikrobieller Abbau der Aliphate (aus LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991)

1.2.1.2 BTEX

In der Stoffgruppe BTEX werden in erster Linie die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und die Xylol-Isomere zusammengefasst. Sie enthalten nur ein aromatisches Ringsystem, das mit Ausnahme von Benzol durch Alkylgruppen substituiert ist. Zu dieser Gruppe der Alkylbenzole zählen im weiteren Sinne auch Styrol (Vinylbenzol), Cumol (Isopropylbenzol) und die Trimethylbenzol-Isomere (Hemimellithin, Pseudocumol, Mesithylen). BTEX sind in geringen Mengen in Erdöl (2-6 %) und Erdölprodukten enthalten. Toluol und Xylol werden Kraftstoffen zur Verbesserung der Klopffestigkeit zugesetzt (MERTEN 1981). Cumol dient als Treibstoffzusatz für Flugbenzin.

Die Monoaromaten sind nicht mit Wasser mischbar und nur in geringen Konzentrationen löslich, wobei die Löslichkeit von Benzol zu Xylol zu Trimethylbenzolen deutlich abnimmt (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Aufgrund der relativ großen Flüchtigkeit breiten sich BTEX in der Gasphase aus und verteilen sich in der Bodenluft der ungesättigten Bodenzone (BOWLEN & KOSSON 1995).

Die biologische Abbaubarkeit nimmt innerhalb der BTEX-Aromaten von Toluol über Ethylbenzol zu Xylol ab (HOWARD et al. 1991, GELLER 2001). Benzol nimmt in der Abbaubarkeit eine Mittelstellung ein, ist aber extrem flüchtig und deshalb häufig bereits nach kurzer Zeit nicht mehr im Boden oder Wasser nachweisbar. Auf Mikroorganismen haben BTEX eine vergleichbar inhibitorische Wirkung wie Alkane mit 5 bis 9 C-Atomen. Toxische Schwellenkonzentrationen liegen in wässriger Phase für Benzol bei 100-200 mg l^{-1}, für Toluol bei 30-200 mg l^{-1} und für Xylol bei ca. 200 mg l^{-1} (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Aerob werden BTEX in drei Stufen metabolisiert: Umwandlung des Benzolringes unter Sauerstoffverbrauch in Brenzkatechin, Spaltung des Brenzkatechins sowie weitere Spaltung in Säuren und Aldehyde (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). BTEX können auch anaerob mineralisiert werden. Der Abbau erfolgt sehr langsam, aber bereits teiloxidierte aromatische Verbindungen wie Phenole werden schneller metabolisiert. Die Halbwertszeiten der einzelnen Alkylbenzole liegen zwischen wenigen Wochen im Boden und mehren Wochen bis Monaten im Wasser (KOCH 1995).

1.2.1.3 Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination

Wichtiger Bestandteil zur Beurteilung der Ausgangssituation ist neben den Gehalten an MKW und BTEX die Art, die Zusammensetzung und das Alter der Kontamination. Dabei handelt es sich bei der **Art der Kontamination** um die Frage, ob es sich um eine Schadensquelle in der ungesättigten oder gesättigten Bodenzone handelt, in welcher Tiefe sie sich befindet, in welchem Umfang die vertikale Ausbreitung fortgeschritten ist und wie hoch die ursprüngliche Schadstoffmenge gewesen ist. **Das Alter einer Kontamination** ist im Hinblick auf Abbau- und Umwandlungsprodukte der Stoffe wichtig. Junge Kontaminationen weisen weniger Abbauprodukte als alte Verunreinigungen auf. Bei alten Kontaminationen kann möglicherweise nur aufgrund der vorfindbaren Umwandlungsprodukte auf das ursprüngliche Stoffinventar geschlossen werden.

Die **Zusammensetzung** einer MKW-Kontamination beeinflusst die Abbaugeschwindigkeit. Dies erklärt sich über die unterschiedlichen Kettenlängen verschiedener Treibstoffe und Öle. Leichtflüchtige MKW mit einer Kettenlänge von 5 bis 11 C-Atomen stammen überwiegend aus Benzin, während die mittelflüchtigen Alkane mit 9 bis 23 C-Atomen Dieselkraftstoffe und

Heizöle repräsentieren. Nicht degradierte Dieselkraftstoffe zeigen in der Verteilung ein Maximum bei C_{13}-C_{15}-Alkanen (ALTMANN 1993).

N-Alkane mit mittleren Kettenlängen (C_{10}-C_{18}) sind leichter abbaubar als kurz- oder langkettige Alkane (MILLER 1995, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991, HOFFMANN & VIEDT 1998). Folgende Ursachen liegen diesem Effekt zu Grunde: Erstens ist der Abbau kurzkettiger Kohlenwasserstoffverbindungen beschränkt auf einige spezielle Mikroorganismen. Zweitens hemmt die schlechte Wasserlöslichkeit der langkettigen Verbindungen wiederum das mikrobielle Aufnahmevermögen und damit den biologischen Abbau. Verzweigte Alkane werden in der Regel langsamer abgebaut als unverzweigte (BOSSERT & COMPEAU 1995). Inwiefern sie sich als persistent erweisen hängt vom Verzweigungsgrad ab. Die im Erdöl vorkommenden Isoprenoide Pristan und Phytan werden aufgrund ihrer schlechten Abbaubarkeit häufig als „interne Standards“ für die Abbauleistung verwendet (GELLER 2001).

Gegenüber frischem Dieselöl nimmt die Gesamtkonzentration der n-Alkane in physikalisch verwitterten Ölen deutlich ab (ASHLEY et al. 1994). Bei Alkanen mit einer Kettenlänge von 8 bis 15 C-Atomen treten physikalische Effekte wie Verflüchtigung und Löslichkeit deutlicher hervor als bei den längerkettigen Alkanen. Bei C_{12}- bis C_{26}-Alkanen wird eine deutliche Abnahme der Gesamtkonzentration erst unter Einwirkung biologischer Abbauprozesse beobachtet. Ab etwa 18 C-Atomen werden Flüchtigkeitsverluste als unwesentlich betrachtet (FILIP et al. 1989).

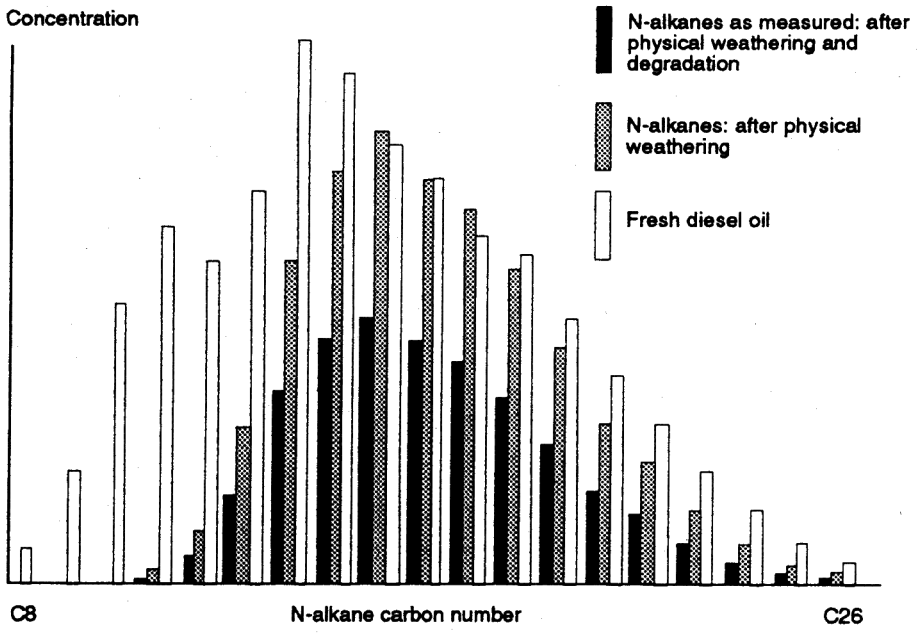


Abb. 1.3: Konzentrationsverteilung der n-Alkane in unverwittertem Dieselöl, unter Einfluss physikalischer Prozesse sowie unter Einfluss einer Kombination aus physikalischen und biologischen Prozessen (ASHLEY et al. 1994).

1.2.1.4 Metabolite

Dem oben beschriebenen idealen mikrobiellen Abbau von MKW und BTEX bis zu Kohlendioxid und Wasser steht die biologische Transformation, d.h. der Teilabbau zu so genannten Metaboliten, gegenüber. Je nach chemischen Charakteristika dieser Zwischenprodukte kann zwischen geeigneten Metaboliten, die besser abbaubar oder weniger toxisch sind als die

Ausgangsverbindungen, und toxischen Metaboliten unterschieden werden (HOFFMANN & VIEDT 1998). Beim Abbau von MKW entsteht ein breites Spektrum an Abbauprodukten, die analytisch als Einzelsubstanzen nicht fassbar sind. Die Kettenlängen können mittels eines Kohlenwasserstoff-Screenings ermittelt werden. Veränderungen der Kohlenwasserstoffverteilung in solchen GC-Chromatogrammen geben Hinweise auf bereits abgebaute und neu entstandene Verbindungen. Ein weiteres mit vertretbarem Aufwand analytisch fassbares Zwischenprodukt ist die Benzoesäure, die beim Abbau von Toluol entsteht.

Bislang liegen nur unzureichende Erkenntnisse über die Bildung von Zwischenprodukten beim Abbau von Mineralölverunreinigungen in der ungesättigten Bodenzone und den Transport mit dem Sickerwasser vor. Im Grundwasser bilden die Metabolite einen wichtigen Indikator für den Grad biologischer oder chemischer Transformation. Die Umwandlungsprozesse können zu stärker wasserlöslichen und damit hochmobilen Zwischenprodukten führen, die in kurzen Zeiten erhebliche Distanzen überwinden (TOTSCHE & KÖGEL-KNABNER 2000). Hemmende oder stimulierende Wirkungen von Metaboliten auf die weiteren Abbauprozesse von Mineralölkohlenwasserstoffen sind ebenso wie so genannte *Dead-End*-Produkte nicht bekannt.

1.2.2 Allgemeiner Kriterien-/Parameterkatalog für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Der natürliche Abbau und Rückhalt von Kontaminanten wird durch eine Vielzahl von Prozessen und Parametern beeinflusst, die je nach vorliegender Situation fördernde oder hemmende Einflüsse auf den mikrobiellen Abbau nehmen können. Auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturstudie wurde ein allgemeiner Kriterien- und Parameterkatalog zur Identifizierung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone erstellt (HETTWER et al. 2004, Anhang 4.1) und eine Bewertung von insgesamt 40 verschiedenen Parametern (Kontaminanten, hydrogeologische Parameter, Bodenparameter, physikochemische und biologische Parameter) bezüglich ihrer grundlegenden Funktionen und ihrer Auswirkungen auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse vorgenommen (s. Tab. 1.1). In die Bewertung flossen einerseits die prinzipielle Relevanz der jeweiligen Parameter (Voreinstufung) für die Kompartimente Boden, Bodenluft, Sickerwasser, Grundwasser, Niederschlagswasser oder Luftatmosphäre und andererseits die Ergebnisse der Literaturrecherche unter Berücksichtigung der Datenlage, Aussagekraft und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ein.

Auf die **Kontaminanten** (MKW, BTEX und andere Alkylbenzole, Metabolite, Begleitkontaminationen) als primäre Einflussparameter für den Schadstoffabbau und -rückhalt wurde bereits in Kap. 1.2.1 eingegangen. Bei den **hydrogeologischen Parametern** sind die Sickerwasserrate und der Grundwasserflurabstand als wichtige Einflussgrößen für den Transport und die Verteilung von Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone bzw. für den Austrag der Schadstoffe ins Grundwasser herauszuheben. Korngrößenverteilung, Porenanteil, Durchlässigkeitsbeiwert und Wassergehalt sind die entscheidenden **bodenphysikalischen Parameter**, die die Mobilität und Verfügbarkeit von Kontaminanten und Abbau stimulierenden Stoffen, wie z.B. Sauerstoff und Nährstoffe, beeinflussen. Der Anteil an Humus und Tonmineralen im Boden bestimmt den Grad der (reversiblen) Sorption von MKW und damit die Verweilzeit der Schadstoffe im Boden (u.a. BRUSSEAU 1995, BRUSSEAU & WILSON 1995). Der weitere Kenntnisstand zum Einfluss dieser Parameter auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ist in Anhang 4.1 ausführlich dargestellt.

Die **physikochemischen Parameter** bestimmen das mikrobiologische Milieu und nehmen Einfluss auf Verteilung und Austrag der Kontaminationen im Boden. Sauerstoff und Nitrat sind die wichtigsten Elektronenakzeptoren beim Abbau von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone. Unter den Klima- und Milieufaktoren wirken sich vor allem eine Steigerung der Temperatur, neutrale pH-Werte und eine ausreichende Nährstoffversorgung (Stickstoff, verfügbares Phosphat) im Boden positiv auf biologische Abbauraten von Schadstoffen aus. Organische Kohlenstoffverbindungen im Boden und Bodeneluat (gemessen als TOC und DOC) nehmen als Elektronendonatoren Einfluss auf den cometabolischen Abbau von Schadstoffen. Auf den Wassergehalt, den Sauerstoffgehalt, den pH-Wert im Boden und die Nährstoffsituation wird aufgrund deren Bedeutung für die durchgeführten Versuche detaillierter in Kap. 1.2.3 eingegangen. Die mikrobielle Biomasse in Bodenproben, bestimmt über die 'Bodenatmung', stellt aufgrund des direkten Zusammenhanges mit Abbauprozessen von MKW und BTEX den wichtigsten **biologischen Parameter** dar. Als sensitiver Indikator für die Bodentoxizität kann hingegen die potenzielle Nitrifikation herangezogen werden, die in Kombination mit den Stickstoffgehalten wichtige Hinweise auf den Anteil nitrifizierender bzw. denitrifizierender Prozesse im Boden gibt.

Welche der im Bewertungskatalog genannten Parameter und Kompartimente im Einzelfall geeignet sind, das Abbau- und Rückhaltepotenzial in einem Boden zu beurteilen und dessen zeitliche Veränderungen zu dokumentieren, hängt unter anderem von den individuellen Standortgegebenheiten ab. Gegebenenfalls muss die Relevanz der Parameter in Abhängigkeit vom Standort und vom vorliegenden Wissensstand, zum Beispiel aus bereits erfolgten Untersuchungen, auch anders eingestuft werden. Grundsätzlich ist darüber hinaus fachlich zu beurteilen, ob die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse an einem Standort keinen prinzipiellen Gesichtspunkten wie zum Beispiel der Gefährdung von Schutzgütern, einer veränderten Nutzung oder absehbaren hydrogeologischen Veränderungen entgegensteht (WARRELMANN et al. 2006).

1.2.3 Wassergehalt, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Nährstoffe: Schlüsselparameter mikrobieller Abbauprozesse

1.2.3.1 Wassergehalt

Die Bodenfeuchte – der Wassergehalt – stellt einen enorm wichtigen Parameter für physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften dar. Mit dem Wassergehalt werden unter anderem die Bodenkonsistenz, die Mobilität von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen und der mikrobielle Abbau direkt beeinflusst. Der Wassergehalt im Boden nimmt im Allgemeinen mit abnehmender Korngröße zu. In der ungesättigten Zone verändert sich der Wassergehalt kontinuierlich in Abhängigkeit von den Niederschlägen und damit der Sickerwasserrate und der Evapotranspiration (HÖLTING 2005).

Der Abbau von Kontaminanten wird durch zunehmende Wassergehalte positiv beeinflusst. Erst bei vollständiger Füllung der Poren kann der Wassergehalt zum Hemmfaktor für die Biodegradation werden. Unterhalb einer bestimmten Restfeuchte werden mikrobielle Abbauvorgänge jedoch stark behindert oder kommen ganz zum Erliegen. Der optimale Wassergehalt kann abhängig von den abzubauenden Schadstoffen stark variieren. Im Allgemeinen liegen die für den mikrobiologischen Abbau optimalen Wassergehalte unabhängig von der Bodenart bei ca. 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität (KONING et al. 2000).

Tab. 1.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Einteilung	Einzelparameter	Relevanz nach Vor-einstufung	Relevanz nach Literatur-recherche	Kompartiment/ Matrix[*1]	Relevanz für 'Natural Attenuation'	Bemerkung
Kontamin./ Metabolite	Kohlenwasserstoffe (KW)	+ + +	+ + +	B, BE, SW, GW	+ + +	Charakterisierung der Belastungssituation
	KW-Identifizierung	+ + +	+ +	B	+ + +	Charakterisierung d. stoff-lichen Zusammensetzung
	n-Alkane	+ + +	+ +	BL	+ + +	Charakterisierung leichtflüchtiger Bestandteile
	BTEX	+ + +	+ + +	B, BL, SW, GW	+ + +	Charakterisierung der Belastungssituation
	Benzoesäure	+ + +	+	B, SW, GW	+ + +	Charakterisierung des biologischen Abbaus
	Begleitkontaminationen	+ +	+	B, GW	+ +	Charakterisierung der Belastungssituation
Hydrogeol. Parameter	GW-Flurabstand / Mächtigkeit d. ungesättigten Bodenzone	+ + / + + +	+	GW / B	+ + / + + +	Einfluss auf potenziellen Austrag der Kontamination
	Sickerwasserrate/ GW-Neubildungsrate	+ + / + + +	+ +	SW / GW	+ + / + + +	Einfluss auf Verteilung der Kontamination im Boden
	Kapillarkraft	+ +	+ +	B (BW)	+ +	Einfluss auf Verteilung der Kontamination im Boden
Bodenkundl. Parameter	Bodenart / Korngrößenverteilung	+ + / + + +	+ + / + + +	B	+ + / + + +	Schadstoffsorption und Bioverfügbarkeit
	Schichtenaufbau, -mächtigkeit	+ +	+ +	B	+ +	Einfluss auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination
	Gefüge	+ +	+ +	B	+ +	Einfluss auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination
	Porenanteil	+ + / + + +	+ + / + + +	B	+ + / + + +	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer
	Durchlässigkeitsbeiwert	+ +	+ +	B	+ +	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer
	Humusgehalt	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark humosen Böden höher
	Tonmineralgehalt	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark tonigen Böden höher
	Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden	+	+	B	+	Indikator für Schadstoffsorption
	Kationenaustauschkapazität	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark tonigen Böden höher
	Salinität	+	+	B	+	Relevanz bei versalzten Böden höher
	Bodenfeuchte/Trockensubstanz	+ + +	+ + +	B	+ + +	Milieuindikator

Bewertungsschema

hohe Relevanz	+ + +
mittlere Relevanz	+ +
geringe Relevanz	+

[*1] B = Boden, BE = Bodeneluat, BL = Bodenluft, BW = Bodenwasser, GW = Grundwasser, L = Luftatmosphäre, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

Tab. 1.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse (Fortsetzung)

Einteilung	Einzelparameter	Relevanz nach Vor-einstufung	Relevanz nach Literatur-recherche	Kompartiment/ Matrix[*1]	Relevanz für 'Natural Attenuation'	Bemerkung
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	+ + +	+ + +	B, L, GW	+ + +	Milieuindikator im Boden, Klimafaktor
	Luftdruck	+	+	L	+	Klimafaktor
	Niederschlagsmenge	+ +	+ +	NW	+ +	Einfluss auf Schadstoff-verteilung und -austrag
	Leitfähigkeit	+ +	+	SW, GW	+ +	Indikator für Ionengehalte
	pH-Wert	+ + +	+ + / + + +	B, SW, GW	+ + / + + +	Milieuindikator
	Redoxpotential	+ + +	+ + +	GW	+ + +	Milieuindikator
	Sauerstoff	+ + +	+ + +	BL, GW	+ + +	Elektronenakzeptor
	Kohlendioxid	+ + +	+ + +	BL	+ + +	Endprodukt bei aeroben biologischen Abbauprozessen
	Nitrat	+ + +	+ + +	B, SW, GW	+ + +	Nährstoff, alternativer Elektronenakzeptor
	Eisen	+ +	+ +	SW, GW	+ +	Elektronenakzeptor (anaerob)
	Sulfat	+ / + +	+ +	SW, GW	+ / + +	Elektronenakzeptor (anaerob)
	Stickstoffquellen / Ammonium	+ + +	+ +	B	+ + / + + +	Nährstoff
	verfügbares Phosphat	+ + +	+ +	B, SW, GW	+ + / + + +	Nährstoff
	TOC / DOC	+ + +	+ +	B, SW, GW	+ + / + + +	Indikator für Schadstoffsorption
	Karbonatgehalt / Säurekapazität	+ +	+ +	B, SW, GW	+ +	Pufferkapazität
	Molekularer Wasserstoff	+	+	BL	+	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
	Schwefelwasserstoff	+	+	BL, GW	+	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
	Methan	+	+ +	BL, GW	+ / + + +	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
Biologische Parameter	Bodenatmung	+ + +	+ + +	B	+ + +	Indikator für den mikrobiol. Abbau organ. Substanzen
	Dehydrogenase-Aktivität	+ +	+	B	+ +	Indikator für den mikrobiol. Abbau organ. Substanzen
	Potenzielle Nitrifikation	+ +	+ +	B	+ +	Indikator für die Bodentoxizität
	Bakterienzahl	+ +	+ +	B	+ +	Indikator für das mikrobiologische Milieu

Bewertungsschema

hohe Relevanz	+ + +
mittlere Relevanz	+ +
geringe Relevanz	+

[*1] B = Boden, BE = Bodeneluat, BL = Bodenluft, BW = Bodenwasser, GW = Grundwasser, L = Luftatmosphäre, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

1.2.3.2 Sauerstoff

Beim Abbau organischer Substanzen ist Sauerstoff insbesondere für den ungesättigten Bodenbereich der wichtigste Elektronenakzeptor. Der Umsatz von Kohlenwasserstoffverbindungen mittels verschiedener Elektronenakzeptoren ist in Abb. 1.4 am Beispiel von Benzol dargestellt. Die aerobe Respiration stellt aufgrund des hohen Energiegewinns den kinetisch günstigsten Prozess dar. Unter anaeroben bzw. fakultativ anaeroben Bedingungen können allerdings denitrifizierende, eisen- oder sulfatreduzierende und methanogene Bakterien als alternative Elektronenakzeptoren in Abbauprozessen wirken. In der ungesättigten Bodenzone stellt vor allem die Denitrifikation einen wichtigen alternativen Elektronenakzeptor dar, da sich lokal oder temporär ein sauerstofflimitiertes Milieu einstellen kann (s. Kap. 1.2.3.4).

Aerobe Respiration		
$C_6H_6 + 7{,}5\ O_2$	$\rightarrow 6\ CO_2 + 3\ H_2O$	(EH = + 820 mV)
Denitrifikation		
$C_6H_6 + 6\ NO_3^- + 6\ H^+$	$\rightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O + 3\ N_2$	(EH = + 740 mV)
Eisenreduktion		
$C_6H_6 + 30\ Fe(OH)_3 + 60\ H^+$	$\rightarrow 6\ CO_2 + 78\ H_2O + 30\ Fe^{2+}$	(EH = - 50 mV)
Sulfatreduktion		
$C_6H_6 + 3{,}75\ SO_4^{2-} + 7{,}5\ H^+$	$\rightarrow 6\ CO_2 + 3\ H_2O + 3{,}75\ H_2S$	(EH = - 220 mV)
Methanogenese		
$C_6H_6 + 4{,}5\ H_2O$	$\rightarrow 2{,}25\ CO_2 + 3{,}75\ CH_4$	(EH = - 240 mV)

Abb. 1.4: Stöchiometrische Bilanz beim Abbau von Benzol unter Verbrauch verschiedener Elektronenakzeptoren und Redoxpotenzial der Prozesse bei pH = 7, T = 25 °C (nach WIEDEMEIER et al. 1995a und 1995b).

Die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Boden kann prinzipiell durch Diffusion und Konvektion erfolgen, wobei der natürliche konvektive Sauerstofftransport (z.B. über Luftdruckschwankungen) in der Regel zu vernachlässigen ist (KONING et al. 2000). Der diffusive Sauerstofftransport (bzw. der Sauerstoffdiffusionskoeffizient) wird unter anderem durch die Einflussgrößen Partikel-/Porengröße, Wassergehalt und Lagerungsdichte bestimmt.

Aus den Reaktionsgleichungen in Abb. 1.4 wird die an den Abbau organischer Schadstoffe (Mineralisation) gekoppelte Kohlendioxidbildung deutlich. Bei der aeroben Respiration lassen somit der Sauerstoffverbrauch und die Kohlendioxidproduktion direkte Rückschlüsse auf den mikrobiellen Schadstoffabbau zu. Mit MKW kontaminierte Böden weisen gegenüber unbelasteten Böden stets geringere Sauerstoff- und höhere Kohlendioxidgehalte auf. Die Korrelation zwischen Kohlendioxidgehalten und biologischen Abbauraten kann allerdings durch abiotische Kohlendioxidbildung in karbonatischen Böden oder durch natürliche Karbonatpuffersysteme als Kohlendioxidsenke verfälscht werden.

Ein Monitoring der O_2/CO_2-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Versuchsdauer und der Tiefenverteilung im Bodenprofil ermöglicht unter Berücksichtigung der Ausgangsgehalte von Kontaminanten und Parametern eine Berechnung der mikrobiellen Abbaurate. Dabei korreliert der Sauerstoffverbrauch mit dem Abbau von Kohlenwasserstoffen (HUESEMANN & MOORE 1994) oder steht in direktem proportionalen Zusammenhang (OSTENDORF & KAMPBELL 1991, ONG et al. 1994). Für die ungesättigte Bodenzone können so genannte

Respirationstests in situ, d.h. mit Hilfe von Gasproben aus Bodenluftpegeln (DAVIS et al. 1998a, HERS & ZAPF-GILJE 1998, HERS et al. 2000, ONG et al. 1994, NEWMAN & BARR 1997) oder im Labor in Säulenversuchen oder Mikrokosmen (WIDRIG & MANNING 1995, LEE & SWINDOLL 1993, HUESEMANN & MOORE 1994, HUPE et al. 1998a) durchgeführt werden.

Über die Sollwertbereiche der **Sauerstoffgehalte**, die eine effektive Stimulierung der Abbauprozesse bewirken, gibt es in der Literatur unterschiedliche Angaben:

a) Zunehmende Sauerstoffgehalte führen stets zu einer Steigerung der Abbaurate.

b) Zunehmende Sauerstoffgehalte führen nur bis zur Konzentrationsgrenze von 1-5 Vol. % zu einer Steigerung der Abbaurate. Oberhalb dieser Grenze ist Sauerstoff nicht mehr der limitierende Faktor und Konzentrationsänderungen beeinflussen nur unwesentlich die mikrobielle Aktivität.

Die Sauerstoffverfügbarkeit kann als eine der entscheidenden Einflussgrößen für natürliche Abbauprozesse im Boden betrachtet werden. Sauerstoffgehalte kleiner 1 Vol. % in der Bodenluft wirken sich hemmend auf den Abbau aus. Erfolgt ein unzureichender Abbau von potenziell leicht abbaubaren Stoffen, so liegt häufig ein Sauerstoffmangel vor (FRITSCHE 1998). Auf die Aufhebung sauerstofflimitierter Bedingungen setzt auch der Einsatz von Belüftungsverfahren (Bioventing) in aktiven Sanierungsmaßnahmen (WARRELMANN 2001). Beim Bioventing wird über Lanzen oder Pegel Druckluft in den Boden eingeblasen und somit Sauerstoff im Porensystem des Bodens verteilt. Eine indirekte Belüftung kann auch durch eine Bodenluftabsaugung erreicht werden, bei der einerseits die Schadstoffe über den Luftpfad abgesaugt werden und andererseits die Druckdifferenz eine Luftströmung induziert, bei der atmosphärische Luft und damit auch Sauerstoff in den kontaminierten Untergrund gelangt.

1.2.3.3 pH-Wert und Pufferkapazität

Der **pH-Wert** des Bodens nimmt aufgrund seiner Milieu bestimmenden Eigenschaften sowohl entscheidend Einfluss auf die biologischen Abbauprozesse als auch durch Protonierungs- oder Deprotonierungsprozesse und Ladungsveränderungen auf die Rückhalteprozesse für Schadstoffe im Boden (UMWELTBUNDESAMT 2006b). Für Wachstum und Stoffwechselaktivität der meisten Bakterien ist ein neutraler bis schwach alkalischer pH-Bereich optimal. Viele Pilze hingegen bevorzugen ein saures Milieu (pH 4-6), welches bereits zu einer eingeschränkter Aktivität von Mikroorganismen führen kann. Schwankungen des pH-Wertes vom neutralen ins eher saure oder basische Milieu können sich, abhängig von den betroffenen Organismen, sehr unterschiedlich auf das mikrobielle Abaupotenzial auswirken (HOFFMANN & VIEDT 1998). Da am Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen überwiegend Bakterien beteiligt sind, gibt GELLER (2001) einen Optimalbereich zwischen pH 6,5 und 7,5 für Boden und WIEDEMEIER et al. (1995b) von pH 6-8 im Grundwasser an. HÖPER & WILKE (2004) setzen den für die am Abbau beteiligten Mikroorganismen günstigen pH-Bereich etwas niedriger mit Werten größer pH 4, besser noch größer pH 5 an.

Der pH-Wert steht in Zusammenhang mit der so genannten **Pufferkapazität**. Unter Pufferkapazität versteht man im Allgemeinen die Fähigkeit des Bodens sowie des Grundwassers, pH-Wert-Schwankungen bzw. drastische Änderungen des pH-Wertes abzupuffern (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Die Pufferkapazität des Bodens wirkt sich nur indirekt auf den mikrobiellen Abbau aus, kann aber bei stark karbonatgepufferten Bodenschichten die Biodegradation organischer Schadstoffe sehr positiv beeinflussen (MATHER 1989). Bei der Mineralisation organischer Substanzen nimmt der pH-Wert

infolge der Lösung gebildeten Kohlenstoffdioxids – also der Erhöhung der H^+-Ionen-Konzentration ($CO_2 + H_2O \rightarrow H^+ + HCO_3^-$) – ab, was bei schwach gepuffertem Boden und Grundwasser zu einer deutlichen Senkung der pH-Werte und damit zur Einschränkung des mikrobiellen Abbaus führen kann (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). In Böden mit hoher Pufferkapazität bleiben trotz intensiver mikrobiologischer Abbautätigkeit die pH-Werte annähernd konstant und optimale Milieubedingungen erhalten.

Als Indikator für die Pufferkapazität kann in wässrigen Proben die Säurekapazität (Alkalinität) gemessen werden, die aus der Anwesenheit von Hydroxiden, Karbonaten und Bikarbonaten in einem System resultiert (WIEDEMEIER et al. 1995b).

1.2.3.4 Nitrat

Nitrat wird von Mikroorganismen a) unter aeroben und anaeroben Bedingungen als Stickstoffquelle für die Synthese von Zellbestandteilen (assimilatorische Nitratreduktion) und b) unter anaeroben Bedingungen für die Nitrat-Atmung (dissimilatorische Nitratreduktion) genutzt (SCHLEGEL 1992). Für den Abbau organischer Substanzen und damit auch die Mineralisierung von Kontaminanten ist die dissimilatorische Nitratreduktion von Bedeutung. Hierbei können die Prozesse der **Denitrifikation** und der **Nitrat-Ammonifikation** unterschieden werden.

Denitrifizierende Bakterien (*Pseudomonas stutzeri, Bacillus licheniformis, Paraoccus denitrificans*) sind in der Lage, Nitrat über Nitrit zu gasförmigem Stickstoff zu reduzieren (SCHLEGEL 1992). In Abwesenheit von Sauerstoff wird in den fakultativ anaeroben Bakterien das zur Denitrifikation nötige Enzymsystem induziert und Nitrat als terminaler Elektronenakzeptor genutzt (FRITSCHE 1998). Denitrifizierende Bakterien benötigen leicht verfügbare C-Quellen, Arten wie *Pseudomonas* können aber auch aromatische Ringverbindungen gut abbauen (HAIDER 1996). Einige Organismen reduzieren allerdings Nitrit in einem dissimilatorischen Prozess zu Ammoniak, welches bei neutralen pH-Werten als Ammoniumion vorliegt (MADIGAN et al. 2001). Der Prozess der Denitrifikation wird gegenüber der Nitrat-Ammonifikation wegen seines höheren Energiegewinns für die Mikroorganismen bevorzugt (WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESSOURCES 2003). Die Denitrifikation liefert nach der aeroben Respiration den größten Energiegewinn beim Umsatz kohlenwasserstoffhaltiger Verbindungen.

Den Nitratkonzentrationen wird vor allem im Hinblick auf den mikrobiologischen Schadstoffabbau im häufig sauerstofflimitierten bis anaeroben Grundwasser eine größere Bedeutung zugemessen. So weisen BTEX- und MKW-belastete Grundwässer im Bereich von Schadensquellen und im Abstrom meist eine deutliche Abnahme der Nitratkonzentrationen im Vergleich zum Anstrom auf (BORDEN et al. 1995, HUTCHINS et al. 1995a und 1995b, NEWELL et al. 1999, RIFAI et al. 1995, SITTLER & CROSSMANN 1997).

Ebenso ist aber in der ungesättigten Bodenzone bei geringer Sauerstoffverfügbarkeit, z. B. in gering permeablen Böden und im zeitweise anaeroben Bereich der Kapillarzone, Nitrat als terminaler Elektronenakzeptor nicht zu vernachlässigen. Die besondere Bedeutung von Nitrat im Vergleich zu anderen anaeroben Elektronenakzeptoren liegt darin, dass strikt anaerobe Bedingungen, die in der ungesättigten Bodenzone zumeist nicht anzutreffen sind, keine Voraussetzung für eine Denitrifikation sind (WARRELMANN et al. 2006).

1.2.3.5 Stickstoffquellen / Ammonium

Nährstoffe sind für die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen und damit auch für den biologischen Abbau von Kontaminanten von essenzieller Bedeutung. Stickstoff und Phosphor spielen dabei eine Schlüsselrolle, da sie für den Stoffwechsel in besonders hohen Konzentrationen benötigt werden (Makroelemente) und kontaminierte Böden durch die mikrobiellen Abbauprozesse häufig an beiden Elementen verarmt sind (HOFFMANN & VIEDT 1998). Aber auch weitere Elemente wie z.B. Kalium, Magnesium, Calcium, Natrium und Eisen sowie Spurenelemente (Zink, Mangan, Selen, Kobalt, Kupfer, Nickel) gehen für den mikrobiologischen Stoffwechsel benötigte Verbindungen ein. Ein nicht gedeckter Nährstoffbedarf kann sich also limitierend auf die Abbaukapazität auswirken. Die für einen optimalen Abbau eines Schadstoffes benötigte Nährstoffmenge ergibt sich aus den Kohlenstoffquellen (hier: die Schadstoffe). Ein C:N:P-Verhältnis, also das Verhältnis vom Kohlenstoffgehalt zum Stickstoff- und Phosphorgehalt im Boden, von 100:15:2 bis 100:10:1 wirkt sich im Allgemeinen günstig auf die Wachstumsbedingungen von Mikroorganismen und den Schadstoffabbau aus (MÜLLER-MARCKGRAF 1994).

Während sich ein nicht gedeckter Nährstoffbedarf limitierend auf den Schadstoffabbau auswirken kann, führt die Zugabe von Stickstoffverbindungen zu einer Stimulierung des MKW- und BTEX-Abbaus (u.a. ALLEN-KING et al. 1994a/1994b, CARRERA et al. 1997, DRAKE et al. 1995, NOCENTINI et al. 1998, NOVAK et al. 1995). Als natürliche Nährstoffquellen für die Stickstoffversorgung von Schadstoff abbauenden Mikroorganismen fungieren neben organischen Stickstoffquellen (HACKER & HÜTTMANN 2003) insbesondere Ammonium und Nitrat. Nicht nur die Nährstoffkonzentration, sondern auch die Art der Nährstoffquelle – und somit die Bioverfügbarkeit – beeinflusst nach MARGESIN et al. (2000) den Abbau von Kohlenwasserstoffen. Artifiziell zugegebene oder bei der Mineralisierung stickstoffhaltiger Verbindungen frei werdende Ammoniumionen werden durch Nitrifikanten rasch oxidiert. Die so genannte Nitrifikation ist eine zweistufige mikrobielle Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat unter aeroben Bedingungen (SCHEFFER 2002, SCHLEGEL 1992):

1) $NH_4^+ + {}^3/_2\ O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2\ H^+$ (+ 352 kJ) *Nitrosomonas u.a.*

2) $NO_2^- + ½\ O_2 \rightarrow NO_3^-$ (+ 74,5 kJ) *Nitrobacter u.a.*

Die Nitrifikanten sind streng **autotroph**, sie sind in der Lage, CO_2 als Kohlenstoffquelle zu nutzen (AHL et al. 1996). Die Energiegewinnung erfolgt aus der Oxidation von Ammonium oder Nitrit. Neben der autotrophen Nitrifikation wirken auch **heterotrophe Bakterien** an der Umsetzung von Ammonium zu Nitrat mit. Allerdings ist der Prozess nicht mit Biomasseproduktion verknüpft und die Nitrifikationsrate ist um den Faktor 10^3-10^4 kleiner als bei den autotrophen Nitrifikanten (SCHLEGEL 1992).

Die Anforderung an den pH-Bereich, in dem eine Nitrifikation stattfindet, ist stark eingeschränkt und liegt bei pH 7-8. In der Natur findet die Nitrifikation vor allem in gut entwässerten pH-neutralen Böden statt (MADIGAN et al. 2001). Die potenzielle Nitrifikation in einem Boden gilt einerseits als Parameter für aerobe mikrobielle Aktivitäten und andererseits als Indikator für ökotoxische Effekte, da die beteiligten Mikroorganismen (Nitrifikanten) eine hohe Sensitivität gegenüber Schadstoffen (DECHEMA 1995) aufweisen. Liegt die Nitrifikation unter einem Richtwert von 20 ng NO_2-N h^{-1} g^{-1} TS, deutet dies auf eine Beeinträchtigung der Bodenorganismen hin. MÜLLER-MARCKGRAF (1994) beschreibt eine verstärkte Nitrifikation vor allem bei hohen Sauerstoffgehalten, Temperaturen um 30 °C, niedrigen oder schlecht verfügbaren Schadstoffkonzentrationen und bei karbonatischen Böden.

1.2.3.6 Phosphor / Phosphat

Phosphor gehört zu den wichtigsten der für den Stoffwechsel von Mikroorganismen benötigten Elemente. Phosphor kommt im Boden nahezu ausschließlich in Form von Phosphaten vor, die entweder organisch z.B. an Humuspartikeln gebunden werden oder als adsorbierte Phosphate vor allem an Aluminium- und Eisenoxyden/-hydroxiden sowie an Tonmineralen vorliegen. Der organische Anteil des Gesamtphosphorgehalts im Boden beträgt zwischen 20 und 80 % (SCHINNER & SONNLEITNER 1996a). Des Weiteren kann Phosphor in Form von Calciumphosphaten ausgefällt werden. In biologischen Prozessen unterliegt Phosphor nicht der Oxidation oder Reduktion, sondern geht bei der Assimilation von anorganischem Phosphat in organisch gebundenes Phosphat über, welches in Abbauprozessen wiederum zu unlöslichen organischen (Inositphosphate) und anorganische Phosphaten mineralisiert wird (FRITSCHE 1998). An der mikrobiellen Mobilisierung der unlöslichen Phosphatverbindungen ist entweder die Bildung extrazellulärer Phosphatasen oder die Ausscheidung organischer Säuren (z.B. Gluconsäure, Citronensäure, Oxalsäure) beteiligt.

Auf die Bedeutung der Nährstoffe für die Abbauleistung von Mikroorganismen wurde in Kap. 1.2.3.5 bereits eingegangen. Häufig wird Phosphat als Nährstoff kombiniert mit Ammonium eingesetzt (CARRRERA et al. 1997, DAVIS et al. 1995, DAVIS et al. 1998b, DRAKE et al. 1995, NOCENTINI et al. 1998, NOVAK et al. 1995, SCHULZE-MAKUCH 1998). Quantifizierbare Daten zum expliziten Einfluss einer Phosphataddition auf den Abbau von Kontaminanten liegen nicht vor. Zwar werden positive Auswirkungen bzgl. des Abbaus von Kontaminanten festgestellt, die Wirkung der einzelnen Nährstoffe aber nicht getrennt untersucht. Inhibitorische Effekte durch zu hohe Phosphatgehalte wurden nicht beschrieben.

1.2.3.7 Temperatur

Die Geschwindigkeiten, mit denen mikrobiologische Transformations- und Stoffwechselprozesse ablaufen, sind temperaturabhängig (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Die Lufttemperatur, die Temperatur im Boden und im Grundwasser nehmen somit Einfluss auf den biologischen Abbau von BTEX und MKW. Unter natürlichen Gegebenheiten wird das Temperaturregime des Bodens durch den Tages- und den Jahreszyklus der solaren Einstrahlung geprägt (GISI et al. 1997). Insbesondere jahreszeitliche Klimaschwankungen können eine starke Variation der Abbaurate bewirken (ALEXANDER 1999). Wird mit zunehmender Temperatur auf der einen Seite die Ausgasung leichtflüchtiger Substanzen mit der Bodenluft vorangetrieben, führt eine Temperaturerhöhung andererseits auch zu vermehrter mikrobieller Aktivität und somit zur Steigerung der Abbaugeschwindigkeit von Kontaminanten. Mit dem Ansteigen der Temperatur um 10 °C verdoppelt sich im Allgemeinen die Geschwindigkeit des Stoffwechselumsatzes (HOFFMANN & VIEDT 1998, WIEDEMEIER et al. 1994). Der Abbau von MKW ist im Allgemeinen bei Temperaturen zwischen 5 °C und 40 °C gewährleistet, die höchsten mikrobiellen Umsatzraten werden bei 25-30 °C erreicht (KÄSTNER 2001).

1.2.4 Methoden des *Upscalings* in der Sanierungspraxis

Unter dem englischen Begriff *Upscaling* (Hochskalierung) oder auch *Scaling Up* (Korrektur nach oben) wird in der Bodensanierung die Übertragung von im kleinräumigen Maßstab (Labor) oder im größeren Maßstab (Technikum) gewonnenen Ergebnissen auf den Feldmaßstab verstanden.

Die Methoden des *Upscalings* werden vor allem für die Beurteilung der biologischen Sanierbarkeit von Böden eingesetzt. KÄSTNER (2001) schlägt hierzu einen dreistufigen Ablaufplan vor, der auf den Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung von DECHEMA (1992) beruht. In einem ersten Minimalprogramm werden der mikrobielle Besatz und die mikrobielle Aktivität des Bodens getestet, um Beeinträchtigungen der Bodenmikroorganismen durch die Kontamination zu quantifizieren. Liegen keine Hemmeffekte vor, wird in einem zweiten Schritt eine orientierende Prüfung durchgeführt, ob die Kontamination prinzipiell durch die standorteigenen Mikroorganismen abbaubar ist. Hierfür reichen einfache Abbauversuche in Standkulturen mit der Ermittlung der Anfangsgehalte und nach einem Zeitraum von vier Wochen der Endgehalte. Im dritten Schritt werden Methoden ausgewiesen, mit denen Sanierungstechniken in Laborversuchen simuliert werden können. Hierzu zählen Abbauversuche in Standgefäßen, denen zum Beipiel Nährsalze zugemischt werden, Untersuchungen des Abbauverhaltens in Perkolationssäulen und Lysimetern sowie in kontinuierlich durchströmten Bodensäulen (Simulation der gesättigten Bodenzone), in denen auch der Einsatz verschiedener Elektronenakzeptoren oder Düngerlösungen getestet werden kann. Über die Zugabe von Zuschlagsstoffen wird versucht, die Milieubedingungen des Bodens so zu variieren, dass Schlüsse auf die optimalen Bedingungen des mikrobiellen Schadstoffabbaus gezogen werden können (HOFFMANN & VIEDT 1998). Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, müssen die Versuchsansätze über einen bestimmten Zeitraum und unter standardisierten Bedingungen inkubiert werden. Auch DOTT & STEIOF (1995) benennen als notwendige Untersuchungen für In-situ-Sanierungen im ersten Stadium nur einfache biologische Parameter und erst in weiteren Stadien Mikrokosmosuntersuchungen wie Weckglasversuche, Lysimeter oder Perkolationssäulen. Je nach Ausgangslage muss dabei aus den verschiedenen zur Verfügung stehenden Testsystemen ausgewählt werden.

Gefordert ist, dass Laborergebnisse zum mikrobiellen Abbau in die Praxis übertragbar sein müssen und deshalb Daten über Abbauraten, erzielbare Endgehalte und entstehende Zwischen- und Endprodukte liefern sollten (KONING et al. 1999). Ein Problem besteht darin, dass es aufgrund der häufig sehr inhomogenen Verteilung der Schadstoffe im Untergrund kaum möglich ist, eine repräsentative Probe zu entnehmen und somit bereits der aufgrund von Laboruntersuchungen theoretisch bilanzierte Schadstoffabbau stark fehlerträchtig ist (DOTT & STEIOF 1995). Trotzdem ist es sinnvoll, direkt vom kontaminierten Standort gewonnenes Bodenmaterial einzusetzen (HOFFMANN & VIEDT 1998). Umstrittener ist in diesem Zusammenhang jedoch die Frage der Bodenaufbereitung. Gilt es auf der einen Seite die Schadstoffe in den Bodenproben möglichst homogen zu verteilen, um reproduzierbare Ergebnisse zu erhalten, besteht auf der anderen Seite die Gefahr, dass die Proben durch die Homogenisierung keine den Feldbedingungen vergleichbare Bodenstruktur mehr aufweisen und leichtflüchtige Schadstoffe entweichen.

Sanierungskonzepte gesamter In-situ-Maßnahmen basieren häufig auf kleinmaßstäbigen Versuchen (Säulenversuche, Mirkokosmen), für die das Bodenmaterial lediglich an einigen wenigen Stellen des Standortes genommen wurde. Der in solchen Versuchen nachgewiesene Abbau kann zur Festlegung von Sanierungszielen führen, die in der Praxis nicht erreichbar sind. Auch für die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse als Sanierungsoption oder Bestandteil einer aktiven Sanierungsmaßnahme ist die Übertragbarkeit von Labor-, Technikums- und kleinräumigen Feldversuchen auf die Feldbedingungen bislang unzureichend erforscht.

1.3 Konzept und Fragestellungen der Dissertation

Aufgrund des erheblichen Forschungsbedarfs zur Wirkungsweise natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse führten im Auftrag des Umweltbundesamtes das Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT) der Universität Bremen, die Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main und die Firma Umweltschutz Nord in Ganderkesee (bis August 2003), die Firma alphacon in Ganderkesee (ab August 2003) und das Büro für Umweltgeologie in Hude (ab August 2003) von Februar 2001 bis März 2005 das Forschungsprojekt 'Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften' (Umweltforschungsplan 1998/ FKZ 298 76 712) durch.

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden an dem Modellstandort TL Schäferhof-Süd bei Nienburg/Weser umfangreiche Untersuchungen hinsichtlich des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und Monoaromaten (BTEX) im Boden sowie ein Monitoring potenzieller Schadstoffaustragspfade (Bodenluft, Sickerwasser, Grundwasser) durchgeführt. Während der Untersuchungen ergaben sich verschiedene Problemfelder, wie zum Beispiel die insgesamt geringe Abbauleistung aufgrund eines nährstoffarmen und sauren Bodenmilieus sowie die Abschätzung des Abbaupotenzials unter Berücksichtigung der starken Inhomogenitäten im Boden. Weiterhin konnte der Schadstoffaustrag über den Wirkungspfad Boden-Grundwasser mit der eingesetzten Technik (Saugkerzen) nicht ermittelt werden. Daher war zu prüfen, ob die Abbauprozesse anhand der im Feldversuch verwendeten Methoden nachgewiesen werden können. Im Hinblick auf eine Dekontamination galt es zu klären, als wie hoch das natürliche Abbau- und Rückhaltepotenzial am Standort TL Schäferhof-Süd einzuschätzen ist.

Parallel zu den Feldversuchen wurden Labor- und Technikumsversuche durchgeführt, die weitere Aufschlüsse über das natürliche Abbau- und Rückhaltepotenzial am Standort TL Schäferhof-Süd sowie den Einfluss des Bodenmilieus auf den mikrobiellen Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) in der ungesättigten Bodenzone liefern sollten. Hier galt es zu beurteilen, wie sich standortspezifisch variierende Kriterien auf natürliche Schadstoffminderungsprozesse auswirken können. Dabei stellte sich die Frage, mit welchen Testsystemen im Labor- und Technikumsmaßstab die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse im Boden nachzuweisen sind.

Andererseits sollten die Möglichkeiten einer aktiven Unterstützung der mikrobiellen Abbauprozesse im Boden im Hinblick auf mögliche Maßnahmen für das TL Schäferhof-Süd geprüft werden. Bei der Suche nach Optimierungsbedingungen für den Schadstoffabbau sind, wie in Kap. 1.2.3 beschrieben, vor allem der Sauerstoff- und Wassergehalt, die Nährstoffversorgung und der pH-Wert entscheidend. Welche dieser Parameter für den mikrobiellen Schadstoffabbau am Modellstandort relevant sind und somit Handlungsoptionen für einen effektiveren Schadstoffabbau im Rahmen von Optimierungsmaßnahmen eröffnen, war eine weitere Fragestellung der vorliegenden Arbeit.

Allerdings besteht in der Regel eine erhebliche Diskrepanz zwischen Laborergebnissen, die zunächst nur eine Aussage über die grundsätzliche Abbaubarkeit der Kontaminanten erlauben, und zu erwartenden Abbauleistungen in der Sanierungspraxis (DOTT & STEIOF 1995). Hier liegt eines der Kernprobleme des *Upscalings* der Ergebnisse von Laborversuchen auf natürliche In-situ-Bedingungen, sodass, wie in Kap. 1.2.4 aufgezeigt, noch erheblicher For-

schungsbedarf darin besteht, zu prüfen, welche Testsysteme (Maßstäbe) geeignet sind, um Ableitungen auf den Feldmaßstab vorzunehmen und als wie verlässlich sich diese Einschätzungen in der Praxis erweisen.

Für ein solches *Upscaling* und die potenzielle Optimierung des natürliche Schadstoffabbaus am TL Schäferhof-Süd wurden folgende Maßstäbe und Versuchsaufbauten in dieser Dissertation miteinander verglichen:

a) Batch-Versuche in Laborflaschen

In relativ einfachen Versuchsaufbauten und unter Verwendung von Bodenproben vom Standort TL Schäferhof-Süd sollte eine Optimierung des pH-Wertes und der Nährstoffversorgung im Hinblick auf den natürlichen Schadstoffabbau getestet werden. Durch die Homogenisierung der Bodenproben liegen repräsentative initiale Schadstoffgehalte sowie eine optimale Durchmischung des Bodens mit den Additiven (Puffersubstanzen, Nitrat, Nährstoffe) vor. Durch Variation des Sauerstoffgehaltes können aerobe und anaerobe Abbaubedingungen simuliert werden.

b) Glasäulenversuche

Ebenfalls unter Verwendung homogenisierten Bodens vom TL Schäferhof-Süd sollte eine Zugabe von Puffersubstanzen, Nitrat und Nährstoffen mit dem Sickerwasser erfolgen. Die Sauerstoffversorgung wird in diesem Fall nur über den diffusiven Eintrag an der Bodenoberfläche beeinflusst und ist nicht aktiv regelbar. Der MKW-Abbau und der Verbrauch der eingesetzten Additive kann gegenüber den Batch-Versuchen nicht nur im Boden, sondern auch im Sickerwasser bestimmt werden.

c) Bodensäulenversuche

Die Beurteilung der Abbau- und Rückhalteprozesse unter natürlichen Bodengegebenheiten sollte an ungestörten Bodenproben erfolgen, die als Perkolationssäulen im Technikum unter natürlichen Bedingungen und unter Zugabe von Puffersubstanzen, Nitrat und Nährstoffen mit dem Sickerwasser betrieben wurden. Während des Versuchs können lediglich die Konzentrationen im austretenden Sickerwasser bestimmt werden. Dem Vorteil der naturnahen Gegebenheiten steht der Nachteil entgegen, dass die initialen Schadstoffgehalte nicht analysiert werden können, ohne das Bodenprofil zu stören, und so der MKW-Abbau anhand der MKW-Gehalte zu Versuchsende nur abgeschätzt werden kann.

d) Feldversuche am TL Schäferhof-Süd

Mit dem Monitoring des Schadstoffabbaus und -rückhaltes in den Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser sollten die natürlichen Prozesse in situ bestimmt werden. Durch die Betrachtung aller relevanten Kompartimente konnte nicht nur eine große Zahl verschiedenster Parameter berücksichtigt, sondern auch das Ineinandergreifen verschiedenster Prozesse dokumentiert werden. Solche Felduntersuchungen erfordern allerdings einen großen technischen und finanziellen Aufwand und unterliegen variierenden Standortgegebenheiten (inhomogene Schadstoffverteilung) sowie klimatischer Beeinflussung in jahreszeitlichen Zyklen.

Das Flussdiagramm (Abb. 1.5) fasst die Konzeption der verschiedenen Untersuchungen im Feld-, Technikums- und Labormaßstab zusammen. Bei der Umsetzung der Versuche haben sich verschiedene technische Probleme eingestellt, die Veränderungen in der ursprünglich geplanten Vorgehensweise erforderten. Im Verlauf der jeweiligen Versuchsphasen haben sich aber auch neue Fragestellungen ergeben, die im Vorfeld nicht berücksichtigte Aspekte aufdeckten und wenn möglich in den konzeptionellen Ablauf der Untersuchungen mit aufgenommen wurden.

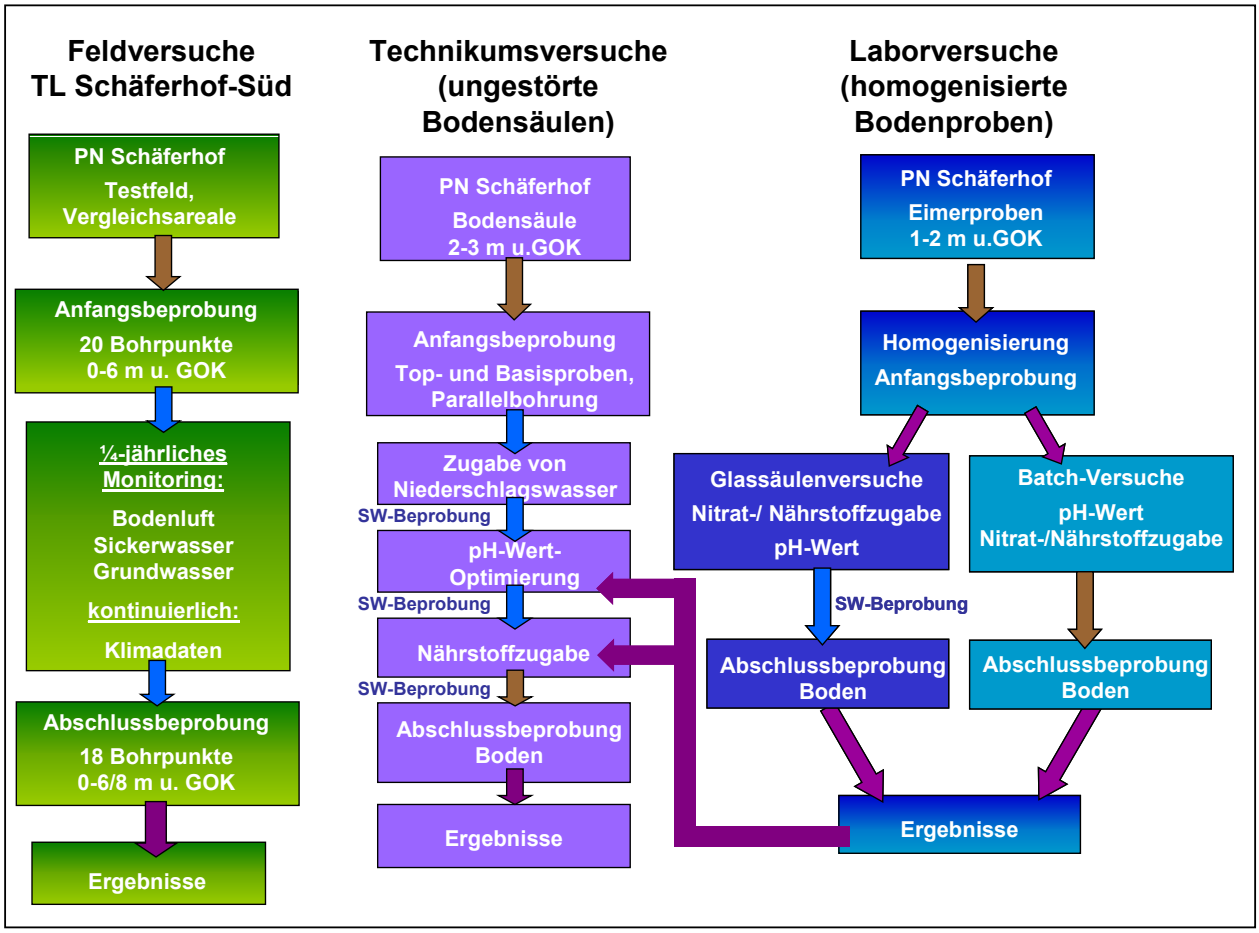


Abb. 1.5: Konzeptioneller Ablauf der verschiedenen Versuche im Feld-, Technikums- und Labormaßstab (PN =Probennahme, SW = Sickerwasser).

2 Material und Methoden

2.1 Methodik der Feldversuche

2.1.1 Beschreibung des Untersuchungsstandortes

Der **Standort Tanklager Schäferhof** wird durch die topografische Karte TK25, Blatt 3321 Nienburg/Weser abgedeckt und in seiner Lage durch die Gauß-Krüger-Koordinaten (Flächenmittelpunkt) bestimmt: R 35 12 125, H 58 30 625. Der Standort liegt im Landkreis Nienburg/Weser ca. 2,5 km südwestlich der Stadt Nienburg. Er wird begrenzt durch die Bahnstrecke Minden-Nienburg im Südosten, die Weser im Westen und die Siedlung Schäferhof im Nordosten. Die Bundesstraße B 215 trennt das Areal in einen Nordteil mit etwa 60 ha Fläche und einen ca. 27 ha großen Südteil. Naturräumlich befindet sich der Standort innerhalb der Talniederung der Mittelweser.

Die Morphologie des Standortes wird größtenteils von einer flachen, aus Flugsanden gebildeten Anhöhe geprägt mit durchschnittlichen Geländehöhen von 30 bis 32 m NN. Eine grobe geologisch-hydrogeologische Charakterisierung kann wie folgt vorgenommen werden:

- Ablagerungen in Talniederung der Mittelweser
- quartäre Sedimente bestehend aus holozänen Inlandsdünen, weichselzeitlicher Niederterrasse, saalezeitlichen Sedimenten auf tertiärer Basis
- quartäre Sande bilden den oberen freien Grundwasserleiter mit 50 bis 70 m Mächtigkeit
- Grundwasserflurabstand: 4 bis 17 m u. GOK
- nordwestliche Grundwasserfließrichtung zur Weser; Durchlässigkeitsbeiwert 1 x 10^{-4} m/s

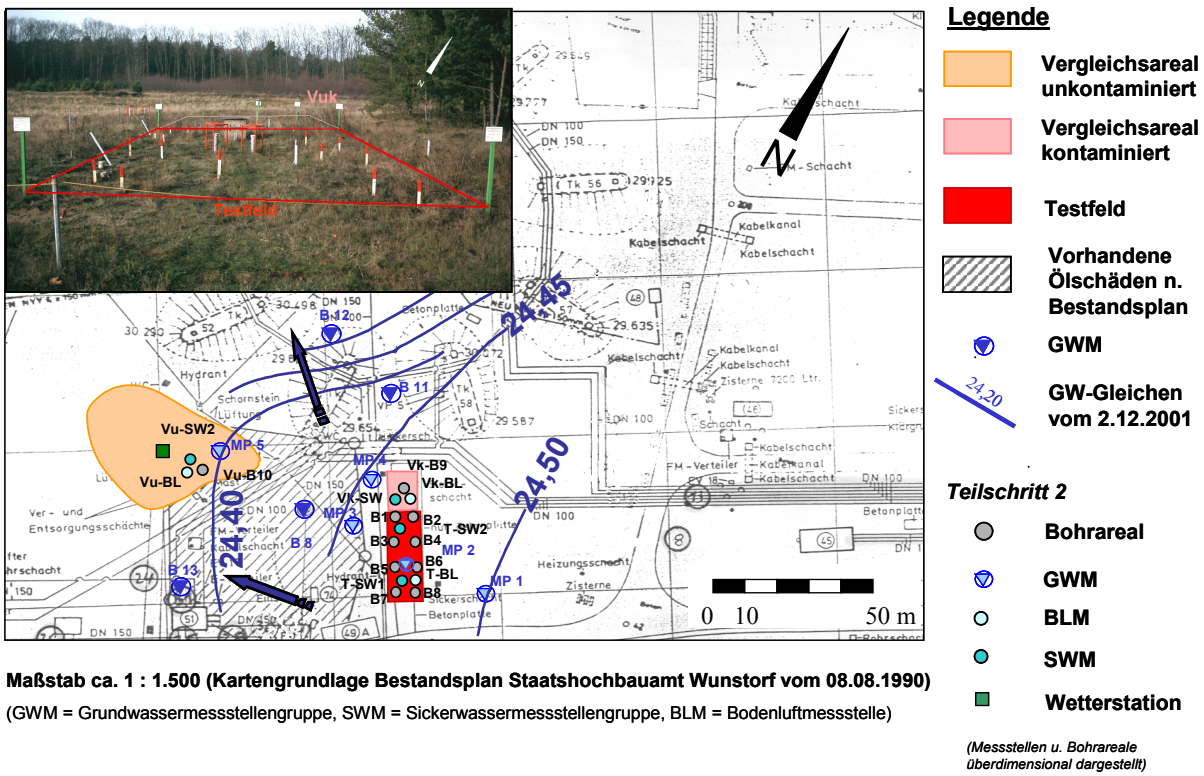
Die historische Entwicklung des Standortes ist in Tab. 2.1 zusammengefasst.

Tab. 2.1: Historische Entwicklung des Standortes TL Schäferhof.

1935 – 1945	Erbauung und Betrieb als Treibstoffdepot durch die Wirtschaftliche Forschungsgemeinschaft mbH (Wifo)
1944	Bombardierung durch die US Air Force
1945	Sprengungen durch die deutsche Wehrmacht
1945 – 1976	Nutzung des Tanklagers durch britische Streitkräfte, Einstellung des Lagerbetriebes im Südteil
1976	Übernahme durch die Bundeswehr, Sanierung und Erneuerung des Geländes
1986 – 1990	Instandsetzung und Erweiterung der Lagerkapazität des Nordteils des Tanklagers
1990	Entfernung und Entsorgung der Mineralölprodukte aus zerstörten unterirdischen Pumpstationen und der Flugbenzinmischanlage
1990 – 1999	Boden- und Grundwasseruntersuchungen zur Charakterisierung der Belastungssituation durch tanklagertypische Schadstoffe
1995 – 2001	Rückbau der unterirdischen Tankanlagen, Rohrleitungen und Gebäude im Südteil
2001 – 2005	Nutzung des Südteils des Tanklagers für Forschungszwecke

Im Rahmen der Boden- und Grundwasseruntersuchungen wurden auf dem Gelände des TL Schäferhof-Süd insbesondere im Südteil erhebliche Verunreinigungen vorrangig durch Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und BTEX-Aromaten belegt. Betroffen sind die wasserungesättigte Bodenzone, der Kapillarsaum und die Grundwasser führenden Bodenschichten. Es liegt umfangreiches Datenmaterial zur Belastungssituation der ungesättigten und der gesättigten Bodenzone am Standort TL Schäferhof-Süd vor. Dazu haben zum einen Sondierungskampagnen des Amtes für Wehrgeologie sowie eine detaillierte Dokumentation von Rückbaumaßnahmen beigetragen und zum anderen wurden umfangreiche Daten im Verlauf des Projektes des Umweltbundesamtes ermittelt.

Im Forschungsprojekt konnte auf dem Südteil des Tanklagers als geeignetes **Testfeld** der Bereich des ehemaligen Gebäudes Nr. 49 identifiziert werden (s. Abb. 2.1, Anhang 1.1). Bei dem Gebäude handelte es sich um eine Dieselabfüllstation mit Lagerschuppen, die durch die britischen Streitkräfte nach 1945 errichtet worden war. Bereits vor 1990 erfolgte der Abbruch des Gebäudes bis zur betonierten Bodenplatte.



Maßstab ca. 1 : 1.500 (Kartengrundlage Bestandsplan Staatshochbauamt Wunstorf vom 08.08.1990)

(GWM = Grundwassermessstellengruppe, SWM = Sickerwassermessstellengruppe, BLM = Bodenluftmessstelle)

Abb. 2.1: Übersichtskarte der Untersuchungsflächen auf dem TL Schäferhof-Süd sowie Foto des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals (Herbst 2003).

Im August 1995 wurde die Betonplatte entfernt, die Fläche planiert und mit einer wasserundurchlässigen Folie abgedeckt. Beim Rückbau wurde auf einer Fläche von ca. 10 x 25 m stark kontaminierter Boden (87-5.450 mg kg^{-1} TS MKW, 1,5-109 mg kg^{-1} TS BTEX) ab einer Tiefe von 1,30 m angetroffen (Rückbaudokumentation der OSMO-ANLAGENBAU GMBH & CO. KG 1995) Während einer Baumaßnahme im Winter 2000/2001 wurden die noch verbliebenen Schächte seitlich der ehemaligen Betonfläche rückgebaut. Die Folie wurde im Januar 2001 nach Absprache mit den zuständigen Stellen entfernt, damit sich ein natürliches Bodenmilieu (Bodenfeuchte) einstellt.

2.1.2 Untersuchungsprogramm

Auf Grundlage des in der Literaturstudie aufgestellten Bewertungskataloges der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse (s. Tab. 1.1) wurden unter Berücksichtigung standortspezifischer Kriterien und des methodischen Aufwandes die für das Untersuchungsgebiet TL Schäferhof-Süd relevanten Schlüsselparameter in den jeweiligen Kompartimenten ausgewählt (Tab. 2.2).

Tab. 2.2: Schlüsselparameter zur Identifizierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone am Standort TL Schäferhof-Süd.

	Schlüsselparameter	**Kompartiment**
Kontaminanten / Metabolite	Kohlenwasserstoffe (KW)	B, SW, GW
	KW-Identifizierung	B
	n-Alkane	BL
	BTEX	B, BL, SW, GW
	Benzoesäure	B, SW, GW
Hydrogeologische Parameter	Grundwasserflurabstand	GW o. B
	Sickerwasserrate	NW (SW, GW)
Bodenkundliche Parameter	Bodenart / Korngrößenverteilung	B
	Schichtaufbau, -mächtigkeit	B
	Porenanteil	B
	Durchlässigkeitsbeiwert	B
	Bodenfeuchte/Trockensubstanz	B
Physikochemische Parameter	Temperatur	B, L, GW
	Luftdruck	L
	Niederschlagsmenge	NW
	Leitfähigkeit	SW, GW
	pH-Wert	B, SW, GW
	Redoxpotenzial	SW, GW
	Sauerstoff	BL, GW
	Kohlendioxid	BL
	Nitrat	B, SW, GW
	Gesamtstickstoff / Ammonium	B
	verfügbares Phosphat	B, SW, GW
	Eisen	B, SW, GW
	Sulfat	SW, GW
	TOC/ DOC	B, SW, GW
	Karbonatgehalt, Säurekapazität	B, SW, GW
Biologische Parameter	Bodenatmung	B
	Dehydrogenase-Aktivität	B
	Potenzielle Nitrifikation	B

* B = Boden, BL = Bodenluft, GW = Grundwasser, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

Zur Ermittlung des Schadstoffniveaus und relevanter bodenphysikalischer, physikochemischer und biologischer Parameter wurde zu Beginn der Untersuchungen eine Startbeprobung und nach einer Projektlaufzeit von drei Jahren eine Abschlussbeprobung im Komparti-

ment Boden durchgeführt (vgl. Kap. 2.1.3). Die umfangreichen Daten wurden statistisch ausgewertet und unter dem Aspekt der Schadstoffminderung durch biologischen Abbau, Auswaschung mit dem Sickerwasser sowie Verflüchtigung über die Bodenluft beurteilt. Um den Austrag von Schadstoffen über die mobilen Medien Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser näher zu bestimmen und die Veränderung von Parametern, die zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse dienen, in diesen Medien zu verfolgen, wurden stationäre Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwassermessstellen installiert und in einem vierteljährlichen Messzyklus beprobt. Um die klimatischen Parameter kontinuierlich zu erfassen, wurde eine Wetterstation am Standort aufgestellt und Temperatursonden im Boden eingebaut. Für den Ablauf der Untersuchungen im zweiten Teilschritt wurde ein Flussdiagramm erstellt, das die wichtigsten Handlungsstränge und Arbeitspakete zeigt (Abb. 2.2).

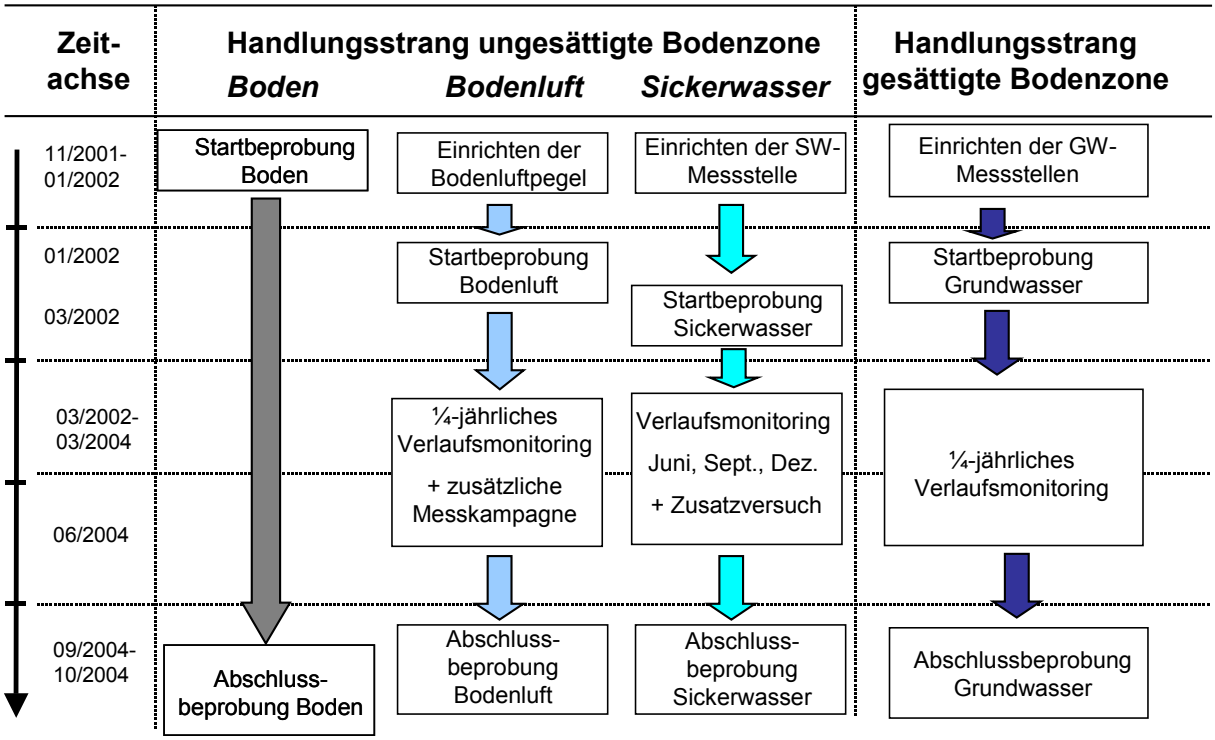


Abb. 2.2 Flussdiagramm für die Durchführung der Feldarbeiten im zweiten Teilschritt.

Die Probennahmen am TL Schäferhof-Süd und die Analytik wurden von der Fa. Umweltschutz Nord (bis Mai 2003) und der Fa. alphacon (seit Mai 2003) oder Unterauftragnehmern durchgeführt. Die Auswertung und Beurteilung der Ergebnisse der Kompartimente Boden, Bodenluft und Sickerwasser wurde im UFT Bremen und des Grundwassers in der Universität Frankfurt am Main vorgenommen.

2.1.3 Bodenuntersuchungen

2.1.3.1 Liner-Bohrungen

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte in zwei Feldkampagnen, einer Startbeprobung zwischen November 2001 und Januar 2002 sowie einer Endbeprobung im Oktober 2004. Um Störungen der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zu vermeiden, wurde von einer Verlaufsbeprobung abgesehen. Im Bereich des Testfeldes wurden acht Bohrareale, in den Vergleichsarealen jeweils ein Bohrareal mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt (vgl. Anhang 1.2). Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen zum Zeitpunkt der Start- und Endbeprobung durchgeführt. Die Bohrungen innerhalb der festgelegten Bohrareale sollten einerseits genügend Abstand aufweisen, um sich nicht gegenseitig zu beeinflussen. Andererseits sollte eine Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse der parallel entnommenen Proben sowie der Ergebnisse der Start- und Endbeprobung in einem Bohrareal gewährleistet sein.

Die Rammkernsondierungen (DN 100) wurden im Allgemeinen bis zu einer Tiefe von 6 m u. GOK abgeteuft. Bei der Abschlussbeprobung wurden in zwei Bohrarealen im Testfeld Bodenproben bis 8 m u. GOK entnommen. Die zunächst geplante Abschlussbeprobung im unkontaminierten Vergleichsareal wurde nicht durchgeführt. Die Bohrlöcher wurden direkt nach den Bohrarbeiten mit Ton-Pellets verfüllt.

Zur Vermeidung von Sauerstoffzutritt und Ausgasungsverlusten leichtflüchtiger Substanzen wurden Schlauchkernbohrungen (DIN 4021) mit Kunststoff-Linern durchgeführt (s. Abb. 2.3). Die Entnahme der Proben aus den Linern erfolgte gemäß LABO (2002) sowie der BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG (2001 a). Das Öffnen der PE-Liner und die Probennahme für die Analytik wurden an der Untersuchungsstelle (Umweltschutz Nord/ alphacon) durchgeführt. Die Liner (Länge 1 m) wurden mittels einer Tischkreissäge an zwei gegenüberliegenden Stellen durch Längsschnitte bis auf eine verbleibende Wandstärke von ca. 1 mm eingeschnitten. Anschließend wurde mit Hilfe eines Messers die restliche Wandung zerschnitten und der Liner mit dünnen Edelstahlplatten in zwei Hälften geteilt. Eine Bohrkernhälfte wurde für die Probennahme verwendet, die zweite Bohrkernhälfte zur Aufnahme der Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile nach DIN 4022-1 und DIN 4023.

Abb. 2.3: Liner-Bohrungen am TL Schäferhof-Süd.

2.1.3.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Boden

Von einer Bohrkernhälfte wurde unmittelbar nach dem Öffnen eine Intervallprobe (s. u.) genommen und durch mehrmaliges Schütteln (Dauer 10 Sekunden) in einem 10 l-Eimer homogenisiert. Direkt im Anschluss erfolgte die Probeneinwaage für die Schadstoffanalytik und die Trockensubstanzbestimmung. In jeweils einem Bohrareal im Testfeld (T-B7), im kontaminierten Vergleichsareal und im unkontaminierten Vergleichsareal wurden bei der Start- und Abschlussbeprobung die Bohrkerne eines Bohrpunktes zusätzlich auf die weiteren in Tab. 2.3 aufgeführten Parameter untersucht. Die Auswahl der Analysenmethoden (vgl. Tab. 2.3) orientierte sich an den in der BBODSCHV (1999) und von der BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001 a) aufgeführten sowie in LABO (2002, bei der Startbeprobung LABO 2000) vorgeschlagenen Normen.

Tab. 2.3: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenproben.

Parameter	Methode	Bestimmungs-grenze
Kohlenwasserstoffe (MKW)	DIN ISO 16703 Extraktion der MKW durch Ausschütteln mit Aceton/n-Heptan, Aufreinigung mit Florisil, Bestimmung von C_{10}-C_{40} mittels GC/FID	100 mg kg^{-1} TS
Kohlenwasserstoffe (MKW)	ISO TR 11046 Extraktion der MKW durch Ausschütteln mit 1,1,2-Trifluorethan, Aufreinigung mit Aluminiumoxid, Bestimmung von CH-, CH_2-, CH_3-Gruppen mittels IR-Detektion	100 mg kg^{-1} TS
KW-Identifizierung	Hausverfahren Umweltschutz Nord/alphacon Extraktion der MKW durch Ausschütteln mit 1,1,2-Trifluorethan, Bestimmung mittels GC/MS	
KW-Eluat	DIN 38414-S4 Elution der Bodenprobe mit Wasser, Messung der Wasserprobe mittels GC/FID	0,1 mg l^{-1}
BTEX (Alkylbenzole)	DIN 38407-F9 Bodenprobe im Headspace-Vial mit Wasser versetzt, Entnahme eines Teilvolumens aus dem Dampfraum, Bestimmung mittels GC/MS	100 µg kg^{-1} TS
Benzoesäure	Hausverfahren Umweltschutz Nord/alphacon Extraktion mit Tetrahydrofuran, Filtration nach evt. Verdünnung oder Anreicherung, Messung mittels HPLC und UV-Detektion	0,4 mg kg^{-1} TS
Bodenart	DIN 4022-1, DIN 18196 Beschreibung des Bodens und der Bodenart / Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke	
Korngrößenverteilung, Schlämmkornanalyse	DIN 18123 Siebung, Atterberg-Verfahren	
Schichtaufbau, Schichtmächtigkeit	DIN 4022-1 Beschreibung des Bohrprofils	
Porenanteil	DIN 19683 Bl. 13 Bestimmung von Boden- und Porenanteil der ungestörten Bodenprobe in definiertem Volumen (PE-Liner)	

Tab. 2.3: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenproben (Fortsetzung).

Parameter	Methode	Bestimmungs-grenze
Durchlässigkeits-beiwert	DVGW Merkbl. W113 Abschätzung anhand der Körnungslinie	
Bodenfeuchte / Trockensubstanz	DIN ISO 11465 Bestimmung des Trockenrückstandes (105 °C) und des Wassergehalts auf Grundlage der Masse	
Temperatur	Messfühler in verschiedenen Bodentiefen Temperaturmessung täglich 18.00 Uhr	
pH-Wert	DIN ISO 10390 Messung in der Suspension (1:5)	
Nitrat, Ammonium	DIN 38409-H28 / VD Lufa-Methodenbuch Verfahren nach Reduktion mit Devarda-Legierung und katalytischem Aufschluss, Titration	2 mg kg^{-1} TS (als N)
Gesamtstickstoff	DIN ISO 11261 Kjeldahl-Aufschluss, Titration	50 mg kg^{-1} TS (als N)
verfügbares Phosphat	PMB-Meth. / VD Lufa-Methodenbuch Extraktion mit Calcium-Laktat, Reduktion zu Phosphor-molybdänblau (PMB), Messung mittels Photometer	30 mg kg^{-1} TS (als P_2O_5)
Eisen	DIN EN ISO 11885 Säureaufschluss, Messung mittels ICP-OES	4 mg kg^{-1} TS
TOC, DOC	DIN ISO 10694 Bestimmung von organischem Kohlenstoff un Gesamtkoh-lenstoff durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse)	4 mg kg^{-1} TS
Karbonatgehalt	DIN ISO 10694 Berechnung aus dem TC- und TOC-Gehalt	10 mg kg^{-1} TS
Bodenatmung	DIN 19737 Messung der Kohlendioxidproduktion (Isermeyer-Verfahren)	10 mg CO_2 kg^{-1} TS d^{-1}
Dehydrogenase-Aktivität	DIN 19733-1 Extraktion mit TTC-Lösung, photometrische Messung des freigesetzten Triphenylformazans (TPF)	0,004 TPF g^{-1} TS $16h^{-1}$
Potenzielle Nitrifikation	DIN ISO 14238 Bestimmung der Stickstoffmineralisierung und -nitrifizierung nach Zugabe eines Ammoniumsalzes	2,5 mg kg^{-1} TS

2.1.3.3 Prüfung der Qualitätssicherung bei der Entnahme von Intervallproben

Zur Qualitätssicherung bei der Entnahme von Bodenproben mit leichtflüchtigen organischen Schadstoffen wurde im Juni 2002 eine weitere Rammkernsondierung (BTEX-Testsondierung) durchgeführt. Insbesondere ging es hierbei um die Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse aus Intervallproben über die gesamte Länge eines Liners und aus Einzelproben auf die Gesamtlänge verteilt.

Mittels Liner-Bohrungen (DN 100) wurden an einem Bohrpunkt im Testfeld (s. Anhang 1.2) drei ungestörte Bodenproben aus 2-3 m und 3-4 m Tiefe (ungesättigte Bodenzone) und 5-

6 m Tiefe (gesättigte Bodenzone) entnommen. Die Bohrkerne wurden unmittelbar nach der Gewinnung bei gekühlter Lagerung in das Labor verbracht und nach der oben beschriebenen Methode aufgesägt. Unmittelbar nach Öffnen des Liners wurden im Abstand von jeweils 10 cm zehn *Einzelproben* aus einer Hälfte entnommen, sofort in Headspace-Gläser abgefüllt, mit Methanol überschichtet und gasdicht verschlossen. Für die *Intervallprobe* wurde diese Liner-Hälfte danach in einen 10 l-Eimer überführt, mit einem Deckel verschlossen und zur Homogenisierung mehrmals geschüttelt (Dauer 10 Sekunden). Anschließend wurden aus dem Eimer zehn Einzelproben an verschiedenen Stellen entnommen und für die Messung analog aufbereitet.

Gemäß LABO (2002) dürfen bei der Untersuchung auf leichtflüchtige organische Schadstoffe keine Mischproben hergestellt werden. Im Rahmen dieser gesonderten Untersuchung wurde diese Methode der Probenteilung bzw. -reduktion trotzdem angewandt, um Schadstoffverluste gegenüber Einzel- und Intervallproben zu quantifizieren. Die Herstellung der *Mischprobe* erfolgt mittels „Teilen durch Viertelung“ (gem. LABO 2002): Von der verbleibenden Probenmenge wurden zehn Einzelproben in Headspace-Gläser abgefüllt, mit Methanol überschichtet und gasdicht verschlossen. Diese Methode wurde an einem ausgewählten Liner durchgeführt (3-4 m Tiefe).

2.1.4 Bodenluftuntersuchungen

2.1.4.1 Einrichtung der Bodenluftmessstellen

Für die Entnahme der Bodenluftproben wurden im Oktober und Dezember 2001 drei stationäre Entnahmestellen mit ausgebautem Pegel in 4 m u. GOK (Testfeld, kontaminiertes Vergleichsareal) bzw. 3,5 m u. GOK (unkontaminiertes Vergleichsareal) errichtet (s. Anhang 1.2). Der Ausbau der Messstellen erfolgte gemäß der VDI-RICHTLINIE 3865. Um die Schadstoffsituation am Punkt des Messstellenausbaus abzuschätzen, wurde im Testfeld eine zuvor an gleicher Stelle abgeteufte Rammkernsondierung und im kontaminierten Vergleichsareal der Bodenaushub (Schneckenbohrung) in 3-4 m Tiefe analysiert.

2.1.4.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Bodenluft

An den Bodenluftpegeln wurde zwischen Januar 2002 und September 2004 ein vierteljährliches Monitoring durchgeführt. Die Probennahme (s. Abb. 2.4) erfolgte gemäß LABO (2002). Mit Ausnahme des für März 2003 vorgesehenen Probennahmetermins, der wegen des hohen Grundwasserstandes und des damit verbundenen Wassereintritts in den verfilterten Bereich des Bodenluftpegels bis Ende Mai 2003 verschoben werden musste, lagen die Abstände zwischen den Messungen nicht mehr als 3 Monate $\pm$ 2 Wochen auseinander. Für den 22. Mai 2003 liegen aufgrund technischer Probleme keine Werte für den Gesamtkohlenstoffgehalt vor. Im Sommer 2003 wurde zur Qualitätssicherung der Daten über 4 Monate eine zusätzliche Beprobungskampagne mit Messterminen im Abstand von zwei Wochen durchgeführt.Für die Analytik wurden anhand von VDI 3865 (Blatt 2, Blatt 3) Vor-Ort-Messungen von Sauerstoff, Kohlendioxid und Methan in der Bodenluft mittels tragbarem GC-PID durchgeführt (s. Tab. 2.4). Die Messung von BTEX, Alkylbenzolen und n-Alkanen erfolgte im Labor mittels GC-MSD. Für die Messung wurden Originalluftproben verwendet, da eine Anreicherung der Bodenluft an Aktivkohle aufgrund der höheren Zahl an Bearbeitungsschritten fehler-

trächtiger als eine Beprobung über Gassammler (Headspace-Flaschen 10 ml Volumen) ist (vgl. BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG 2001 a). Auf eine Beprobung der Bodenluftpegel bei Außentemperaturen unter 5 °C wurde verzichtet, da bei niedrigen Temperaturen mit einer Kondensation der Substanzen an den Probennahmegeräten gerechnet werden muss (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2001).

Um aussagekräftige Daten zur Schadstoffsituation auch in den geringer kontaminierten Arealen zu erhalten, wurde neben der Bestimmung von MKW, BTEX und Alkylbenzolen der Parameter 'Gesamtkohlenstoff' in der Bodenluft ermittelt. Die Messung erfolgte vor Ort über GC-FID. Ein genormtes Verfahren liegt nicht vor.

Abb. 2.4: Beprobung der Bodenluftpegel am TL Schäferhof-Süd.

Tab. 2.4 Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenluftproben.

Parameter	Methode	Bestimmungs-grenze
Sauerstoff	VDI 3865 Blatt 2 Vor-Ort-Messung mittels GC-PID	0,1 Vol. %
Kohlendioxid		
Methan		
n-Alkane	VDI 3865 Blatt 2 und 3 Labor-Messung mittels GC-MSD	1 mg m^{-3}
BTEX		0,1 mg m^{-3}
Gesamtkohlenstoff	VDI 3481 Blatt 1 Vor-Ort-Messung mittels GC-FID	1 mg m^{-3}

2.1.5 Sickerwasseruntersuchungen

2.1.5.1 Einrichtung der Sickerwassermessstellen

Zur Erfassung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser wurden im Testfeld zwei Sickerwassermessstellen und in den Vergleichsarealen jeweils eine Messstelle eingerichtet (s. Anhang 1.2). An den Messstellen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal wurden hierfür Edelstahlsaugkerzen in ca. 2 m und 3,5 m u. GOK, im unkontaminierten Vergleichsareal in 2 m u. GOK eingebaut. Um Sickerwasser aus einer möglichst ungestörten Bodenzone zu erhalten, wurde die durch einen Kunststoffschaft verlängerte Kerze in einem Winkel von ca. 30° zum Lot in den Boden eingesetzt. Über eine Vakuum-Regeleinheit wurde für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte (2/3,5 m u. GOK) ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 bzw. 350 hPa angelegt. Da für den Ausbau der Messstellen kein genormtes Verfahren zur Verfügung stand, wurde eine von der UP GmbH, Ibbenbüren, entwickelte Methode angewendet, die in HETTWER et al. (2006, Anhang 4.2) detailliert beschrieben wird.

Beim Betrieb der Saugkerzenanlage traten verschiedene technische Schwierigkeiten auf, durch die die Gewinnung von Sickerwasser an einigen Messstellen über zumeist mehrere Monate unterbrochen war. Unter anderem setzte im Edelstahlkörper und in den Teflonschläuchen eine starke Verockerung ein. Um ein erneutes Verstopfen der Teflonschläuche (∅ 3,1 mm, innen 1 mm) zu vermeiden, wurde das Schlauchmaterial im Schaft durch Schläuche mit einem größeren Innendurchmesser (∅ 6 mm, innen 4 mm) ersetzt. Um zu klären, ob die rostroten Ausfällungen in den Teflonschläuchen aus der Bodenlösung stammen oder es sich um Korrosion des Saugkerzenmaterials handelt, wurde eine Probe entnommen und auf einige charakteristische Elemente (Fe, Mn, Cr, Ni) analysiert.

Abb. 2.5: Probennahme des Sickerwassers mittels Saugkerzen.

2.1.5.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Sickerwasser

Die kontinuierlich gezogenen Sickerwasserproben wurden in einer Sammelflasche an der Bodenoberfläche aufgefangen. Nach einem Zeitraum von maximal vier Wochen wurden die Sickerwasserproben entnommen und bis zur Analytik der Mischprobe eines Probennahmeintervalls von drei Monaten eingefroren. Bei Anlagerung von Eisenhydroxiden in den Sammelflaschen wurden diese ausgetauscht und gereinigt, um Adsorptionen an den Belägen zu vermeiden. In der Regel konnten in drei Probennahmeintervallen pro Jahr zumindest geringe Mengen Sickerwasser gewonnen werden. In den Wintermonaten wurden die oberirdischen Teile der Saugkerzenanlage abgebaut, um Materialschäden durch kurzfristiges Einfrieren

des Wassers in den Schläuchen und Flaschen zu vermeiden. Aufgrund fragwürdiger Messergebnisse insbesondere für die leichtflüchtigen Schadstoffe wurden zwei zusätzliche Kurzzeitversuche zur Prüfung der Qualitätssicherung bei der Sickerwasserprobennahme mittels Saugkerzen durchgeführt (vgl. Kap. 2.1.5.3).

Die Analytik der Sickerwasserproben erfolgte gemäß den in Tab. 2.5 aufgeführten Normen und Methoden. Wegen der im Sandboden in trockenen Monaten zu erwartenden geringen Sickerwassermenge wurde eine Auswahl der prioritär zu messenden Parameter getroffen. Aufgrund der Erkenntnisse aus den Zusatzversuchen wurde der Analysenplan ab März 2004 zusätzlich stark reduziert.

Tab. 2.5: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sicker- und Grundwasserproben.

Parameter	**Methode**	**Bestimmungs-grenze**
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN EN ISO 9377-2 (H53) Extraktion mit Hexan, Bestimmung mittels GC/FID	0,1 mg l^{-1}
BTEX	DIN 38407-F9 Wasserprobe im Headspace-Vial, Entnahme eines Teilvolumens aus dem Dampfraum, Bestimmung mittels GC/MS	1 µg l^{-1}
Benzoesäure	Hausverfahren Umweltschutz Nord/alphacon Bestimmung mittels HPLC mit UV-Detektion in der filtrierten Wasserprobe	0,01 mg l^{-1}
Metabolite	Hausverfahren Universität Frankfurt a.M. Extraktion mit Dichlormethan und Diethylether, Derivatisierung mit Trimethylsulfoniumhydroxid Bestimmung mittels GC/MS	k.A.
Temperatur	DIN 38404-C4 Messung mittels Temperaturfühler in der unfiltrierten Wasserprobe	
Leitfähigkeit	DIN EN 27888 Messung mittels einer Leitfähigkeitselektrode in der unfiltrierten Wasserprobe	
pH-Wert	DIN 38404- C5 Messung mittels einer pH-Elektrode in der unfiltrierten Wasserprobe	
Redoxpotenzial	DIN 38404- C6 Messung mittels einer Redoxelektrode in der unfiltrierten Wasserprobe	
Sauerstoff	DIN EN 25814 Messung mittels einer Sauerstoffelektrode in der unfiltrierten Wasserprobe	
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1/2 Bestimmung mittels Ionenchromatographie in der filtrierten Wasserprobe	1 mg l^{-1}
verfügbares Phosphat	DIN EN ISO 10304-1/2 Bestimmung mittels Ionenchromatographie in der filtrierten Wasserprobe	1 mg l^{-1}

Tab. 2.5: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sicker- und Grundwasserproben (Fortsetzung).

Eisen	DIN EN ISO 11885 Bestimmung in der filtrierten Wasserprobe mittels ICP-OES	0,02 mg l^{-1}
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1/2 Bestimmung mittels Ionenchromatographie in der filtrierten Wasserprobe	1 mg l^{-1}
TOC/DOC	DIN EN 1484 Verbrennung der unfiltrierten und filtrierten Wasserprobe, Bestimmung des gebildeten Kohlendioxids mittels IR-Detektion	1 mg l^{-1}
Säurekapazität/Karbonathärte	DIN 38409-H7, DIN 38405-D8 Titration der filtrierten Wasserprobe mit Salzsäure bis pH 4,3 / Berechnung	k.A.
Methan	Hausmethode Dr. Weßling Laboratorien GmbH Wasserprobe im Headspace-Vial, Entnahme eines Teilvolumens aus dem Dampfraum, Bestimmung mittels GC/FID	10 µg l^{-1}

2.1.5.3 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Probennahme

Wiederfindung leichtflüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser

Trotz der hohen Schadstoffgehalte in der ungesättigten Bodenzone des Testfeldes und trotz der im Grundwasser nachgewiesenen BTEX-Konzentrationen, wurden in den entnommenen Sickerwasserproben durchgehend sehr geringe Gehalte von MKW, BTEX und anderen Alkylbenzolen gemessen. Es lag die Vermutung nahe, dass die Standzeit der Wasserproben in den Sammelflaschen zu einer Abnahme der ursprünglich im Sickerwasser vorhandenen Schadstoffgehalte, insbesondere von BTEX, führte.

Um die Ursache der niedrigen BTEX-Gehalte zu klären und geeignete Zeiträume für die Sickerwassergewinnung zu ermitteln, in denen noch kein Schadstoffverlust zu verzeichnen ist, wurde ein vierwöchiger Zusatzversuch am TL Schäferhof-Süd durchgeführt. Zu Versuchsbeginn wurde an allen sieben Sickerwassermessstellen den angeschlossenen Sammelflaschen eine wässrige Stammlösung mit deuteriertem Toluol zugesetzt, das analytisch analog der verwendeten BTEX-Methode (DIN 38407-F9) mit entsprechend angepasstem Massenspektrometerprogramm (M/Z 98) bestimmt werden kann. An den 2 m tiefen Messstellen im Testfeld wurden nach einem Tag und nach einer Woche zusätzliche Probennahmen durchgeführt. Einen Monat nach Versuchsbeginn wurde der Versuch beendet und an allen Messstellen vorhandene Wasserproben entnommen. Um mögliche Abbaueffekte oder sonstige Reaktionen des Bezugsstandards zu dokumentieren, wurde eine weitere Flasche als Kontrollprobe am Standort ohne Unterdruck aufbewahrt.

Einfluss der Probennahmetechnik auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat- und Sulfatgehalte

Um abzuschätzen, in welchem Ausmaß die Messwerte der sonstigen im Analysenplan vorgesehenen physikochemischen Parameter durch die Probennahmetechnik beeinflusst wer-

den, wurde ein weiterer Zusatzversuch für die Parameter Nitrat, Sulfat, Leitfähigkeit und pH-Wert durchgeführt.

Für den Versuchsstart wurden an allen Messstellen die bis dahin angefallenen Sickerwasserproben aus den Sammelflaschen herausgenommen. Nach einer Woche wurden die Sammelflaschen der Messstellen T-SW-2_2 und Vuk-Sw_2 ausgebaut und jeweils eine Probe für die Laboranalytik entnommen. Anschließend wurden die Flaschen direkt, das heißt ohne Anschluss an die Saugkerze, an die Vakuumpumpe (Unterdruck 200 hPa) angeschlossen. Dadurch sollte verhindert werden, dass während der Versuchszeit Sickerwasser in die Flaschen nachfließen kann und damit zwischen einer Messwertveränderung durch Standzeit oder Unterdruck und der Nachlieferung von Sickerwasser mit undefinierten Gehalten der zu untersuchenden Parameter nicht mehr unterschieden werden kann. Um den Einfluss der Standzeit auf mögliche Abbaueffekte oder sonstige Reaktionen am Beispiel eines physikochemischen Parameters zu dokumentieren, wurden zusätzlich 500 ml einer an der Messstelle Vk-SW_2 entnommenen Probe mit 50 mg l^{-1} Nitratstickstoff versetzt und als Kontrollprobe während der Versuchsdauer am Standort aufbewahrt.

Der pH-Wert und die Leitfähigkeit wurden nach DIN 38404-C5 bzw. DIN EN 27888 ermittelt, Nitrat und Sulfat wurden mit einem Küvettentest der Fa. Merck (*Spectroquant 1.14542* bzw. *Spectroquant 1.14548)* analysiert.

2.1.6 Grundwasseruntersuchungen

2.1.6.1 Einrichtung der Grundwassermessstellen

Im November 2001 wurden am Standort vom Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung zusätzlich zu vier bereits bestehenden Grundwassermessstellen fünf Grundwassermessstellengruppen entlang der zentralen Strömungslinie der Schadstofffahne eingerichtet (Lage der Messstellen s. Anhang 1.1). Um die qualitativen Anforderungen bei den hydrochemischen Analysen zu erfüllen und die vertikalen Schadstoffverteilungen zu erfassen, wurden für jede Messstellengruppe zwei Einzelbohrungen bis in 7 m bzw. 10 m u. GOK abgeteuft und die Messstellen mit Filterstrecken in 4-7 m bzw. 9-10 m Tiefe ausgebaut.

2.1.6.2 Probennahme und Analytik im Kompartiment Grundwasser

Im Zeitraum von Januar 2002 bis September 2004 wurden im Abstand von 3 Monaten Grundwasserproben entnommen und gemäß der in Tab. 2.5 (Kap. 2.1.5.2) aufgeführte Normen und Methoden analysiert.

Als Probennahmegerät wurde eine Tauchpumpe der Fa. Grundfos (Typ: MP 1) eingesetzt. Die Probennahme erfolgte nach LABO (2002) bei konstanten Messwerten der Leitparameter Temperatur (± 0,1 °C), pH-Wert (± 0,1), Leitfähigkeit (± 10 %) und Sauerstoffkonzentration (± 0,2 mg l^{-1}) über eine Messzeit von 10 Minuten. Für die Bestimmung der Hauptelemente und der Kontaminanten sowie für die Metabolitenbestimmung wurde jeweils ein Liter in Braunglasflaschen abgefüllt. Zur Bestimmung der Methankonzentrationen (ebenfalls halbjährlich) wurden 20 ml blasenfrei in Headspace-Flaschen abgefüllt und luftdicht verschlossen. Das abgepumpte Wasser wurde in ausreichender Entfernung zur Messstelle in den Unterstrom abgeleitet.

2.1.7 Erhebung von Klimadaten

Eine Wetterstation mit Datenerfassungsanlage (*H.I.M., Agrar-Wetterstation eco*) wurde auf dem Standort TL Schäferhof-Süd installiert und von Ende November 2001 bis November 2004 kontinuierlich betrieben. Die Station zeichnete stündlich Messdaten der Niederschlagsmenge, des Luftdrucks, der Luftfeuchtigkeit, der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung auf. Die Messdaten wurden im Abstand von vier bis acht Wochen digital übertragen und weiter ausgewertet. Dabei wurden die Tages-, Monats- und Jahresmittelwerte der Lufttemperatur, der relativen Feuchte, des Luftdrucks und der Windgeschwindigkeit sowie die Tages-, Monats- und Jahressummen der Niederschlagsmenge gebildet. Durch technische Ausfälle (defekter Akku, Programmfehler) entstandene Datenlücken wurden mit Messwerten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2005), Station Hannover-Langenhagen (Nr. 10338), ausgeglichen.

Zur Bestimmung der Bodentemperatur wurden im unkontaminierten Vergleichsareal vier Messfühler in verschiedenen Tiefen (0,5 m, 1,5 m, 2,5 m, 3,5 m) eingesetzt und an einen Daten-Logger (*Testo, testostor 171*) angeschlossen. Die Temperaturmessung erfolgte täglich um 18.00 Uhr. Die Messdaten wurden zusammen mit denen der Wetterstation ausgelesen.

2.2 Methodik der Labor- und Technikumsversuche

2.2.1 Entnahme der Bodenproben

Im Januar 2002 wurden am TL Schäferhof-Süd für weitere Labor- und Technikumsversuche gestörte und ungestörte Bodenproben in einem ca. 2 m² großen Areal westlich des Testfeldes (s. Anhang 1.2) entnommen. In Zusammenarbeit mit der Umweltschutz Nord GmbH wurden zunächst zwei Rammkernsondierungen (RKS 1/RKS 2, Ø 50 mm) bis in 3 m u. GOK abgeteuft und die Schichtenverzeichnisse nach DIN 4022-1 (s. Anhang 2.1) aufgenommen. Aus den Bohrkernen der Profiltiefe 1-2 m u. GOK wurde jeweils eine Mischprobe und aus denen der Profiltiefe 2-3 m u. GOK jeweils vier Proben gezogen.

An sechs ausgewählten Bohrpunkten, die um die beiden Rammkernsondierungen verteilt lagen, wurden durch Mitarbeiter der Fa. Wöltjen, Nienburg, verrohrte Schneckenbohrungen (B1-B6, Ø 100 mm) bis in 2 m u. GOK abgeteuft. Das Bohrgut aus 1-2 m Bodentiefe, das als Bodenmaterial für die Batch- und Glassäulenversuche diente, wurde in 10 l-Eimer überführt und homogenisiert. Die Proben wurden ins Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie in Bremen verbracht und bis zum Versuchsbeginn gekühlt (4 °C) und dunkel gelagert sowie auf ihren Schadstoffgehalt (MKW, BTEX) und einige relevante Bodeneigenschaften (Trockensubstanz, Wasserhaltekapazität, pH-Wert, Kalkbedarf) untersucht (vgl. Kap. 2.2.5).

Abb. 2.6: Rammkernbohrung zur Entnahme der Bodensäulen.

Direkt anschließend an die Schneckenbohrungen wurden mittels Rammkernbohrungen (DN 100) an den gleichen Bohrpunkten ungestörte Bodensäulen aus 2-3 m u. GOK in Edelstahl-Linern entnommen. An Top und Basis der Bodensäulen wurden jeweils 200-300 g Bodenmaterial für die Bestimmung der Bodenart und die weitere Analytik entfernt (vgl. Kap. 2.2.4.2). Der durch Einsatz des Probenfängers oder durch das Ziehen des Liners aus der Verrohrung an Top und Basis ungefüllte Bereich des Edelstahl-Liners (ca. 5 cm) wurde nach LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (2000) mit Quarzsand aufgefüllt. Die Edelstahl-Liner wurden mit Teflonscheiben und Abdeckplatten an beiden Seiten verschlossen und durch Gewindestangen stabilisiert. Die Bodensäulen in den Edelstahl-Linern wurden zur Fa. Umweltschutz Nord gebracht und im Technikum installiert (vgl. Kap. 2.2.4.1).

2.2.2 Batch-Versuche

2.2.2.1 pH-Wert-Optimierung im Batch-Versuch

Um in späteren Versuchen mit Bodensäulen vom TL Schäferhof-Süd (vgl. Kap.2.2.4) den pH-Wert zu optimieren (~ pH 7), wurden in einer Vorversuchsserie verschiedene Puffersubstanzen einer homogenisierten Bodenprobe vom TL Schäferhof-Süd zugesetzt und die Auswirkungen auf den pH-Wert im Boden untersucht.

Für die Messungen wurde die Mischprobe B5-EP 1-2 mit einem pH-Wert von 4,6 als Substrat verwendet. Jeweils 50 g Boden wurden in PE-Flaschen (100 ml) eingewogen. In verschiedenen Ansätzen (vgl. Tab. 3.6) wurden die Puffersubstanzen (Tris/NaOH, $CaCO_3$, $Ca(OH)_2$) gelöst in Niederschlagswasser oder als Feststoff schrittweise dazugegeben und mit einem Spatel homogenisiert. Von jedem Ansatz wurden parallel zwei oder drei Bestimmungen durchgeführt. Zeitgleich wurden Kontrollproben mit 50 g Boden und gleicher Menge ungepufferten Niederschlagswassers angesetzt. Die Menge des Niederschlagswassers bzw. der Pufferlösung ergab sich aus der Umrechnung der wöchentlichen Wasserzugabe an den Bodensäulen – Gewicht des Bodenkörpers ca. 13 kg (vgl. Kap. 2.2.4.1) – auf die im Batch-Versuch verwendeten 50 g Boden. Einer Versuchszeit von 6, 12 oder 18 Wochen bei den Bodensäulenversuchen entsprachen 2,7 ml, 5,4 ml bzw. 8,1 ml Niederschlagswasser im Batch-Versuch. Nach einer Inkubationszeit von 24 Stunden wurde der pH-Wert nach DIN ISO 10390 bestimmt (vgl. Kap. 2.2.5.5). Aus den Zwischenergebnissen wurden die weiteren Versuchsansätze abgeleitet.

2.2.2.2 Nitrat- und Nährstoffadditive im Batch-Versuch

Um den potenziellen Einfluss von Nitrat und Nährstoffen auf den Abbau von MKW zu testen, wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt.

Flaschenversuchsserie 1

Als Bodenmaterial wurde die Mischprobe B3-EP verwendet, die auf 2 mm gesiebt und homogenisiert wurde. Anschließend wurden der MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.5.1), die Trockensubstanz (vgl. Kap. 2.2.5.3) sowie der Phosphat- (vgl. Kap. 2.2.5.11), der Nitrat- und der Ammoniumgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.9) bestimmt.

Um den Einfluss von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor zu untersuchen, wurde ein Ansatz mit drei Proben (F1-N1-P) und drei Kontrollen (F1-N1-K) unter Sauerstofflimitierung durchgeführt. Dem Boden wurde KNO_3 (45 mg kg^{-1} NO_3-N) im C:N-Verhältnis von ca. 100:5 zugegeben. Drei 100-ml-Schottflaschen wurden komplett mit dem nitratangereicherten Boden, drei weitere Schottflaschen mit dem natürlichen Boden gefüllt und anschließend fest verschlossen, um den Anteil von Luftsauerstoff in der Versuchsflasche bereits zu Versuchsbeginn möglichst gering zu halten. Die Proben wurden während der Versuchsdauer dunkel und bei 18-20 °C gelagert. Nach 6 Wochen wurden die erneut homogenisierten Proben auf ihren MKW- und Nitratgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.8 bzw. 2.2.5.9) untersucht.

In einem zweiten Versuchsteil unter aeroben Bedingungen wurden 9 500-ml-Schottflaschen mit 120 g Bodenmaterial gefüllt. In Anlehnung an Abbauversuche nach DECHEMA (1992) wurde drei Probenflaschen Ammoniumchlorid, Dikaliumhydrogenphosphat und Kaliumnitrat (F1-N2-P1) zugesetzt. Drei Probenflaschen erhielten eine Zugabe von Ammoniumchlorid

und Dikaliumhydrogenphosphat (F1-N2-P2). Drei weitere Probenflaschen dienten als Kontrollproben ohne Nitrat- oder Nährstoffzugabe (F1-N2-K). Tab. 2.6 gibt eine Übersicht der Versuchbedingungen in den verschiedenen Ansätzen. Die Wasserhaltekapazität aller Proben wurde auf 50 ± 10 % eingestellt und die Proben bei 18-20 °C dunkel gelagert. Die Proben wurden dreimal wöchentlich geschüttelt und belüftet. Zu Versuchsbeginn, nach 3 und 6 Wochen wurden der Wassergehalt bestimmt sowie Proben zur Phosphat- (vgl. Kap. 2.2.5.10), Nitrat- und Ammonium-Messung (vgl. Kap. 2.2.5.8) entnommen. Aufgrund technischer Probleme konnte die Nitrat- und Ammonium-Messung zu Versuchende nicht mehr mit der Fließanalytik durchgeführt werden und es musste auf die Bestimmung mittels Schnelltests zurückgegriffen werden (vgl. Kap. 2.2.5.9). Durch die Verunreinigung von Probengefäßen bei der Phosphatbestimmung konnten die Ergebnisse der ersten Probennahmen nicht ausgewertet werden. Der MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.5.1) wurde nach 6 Wochen und zu Versuchende nach 19 Wochen bestimmt. Zur Kontrolle der MKW-Analysen in beiden Versuchsteilen wurde eine Rückstellprobe (Lagerung 4 °C, dunkel) analysiert.

Tab. 2.6: Übersicht der Versuchsbedingungen der verschiedenen Ansätze in der ersten Flaschenversuchsserie.

Proben-bez.	Proben-zahl	Versuchs-bedingungen	Belüftung	Nitrat-zugabe (mg kg^{-1} $N\text{-}NO_3$)	Ammonium-zugabe (mg kg^{-1} $NH_4\text{-}N$)	Phosphat-zugabe (mg kg^{-1} $P\text{-}PO_4$)
F1-RP-B3	1	4 °C, dunkel	Nein	–	–	–
F1-N1-P	3	18-20 °C, dunkel	Nein	**45**	–	–
F1-N1-K	3	18-20 °C, dunkel	Nein	–	–	–
F1-N2-P1	3	18-20 °C, dunkel	Ja	**22,5**	**22,5**	**9**
F1-N2-P2	3	18-20 °C, dunkel	Ja	–	**45**	**9**
F1-N2-K	3	18-20 °C, dunkel	Ja	–	–	–

Flaschenversuchsserie 2

Als Bodenmaterial wurde die auf 2 mm gesiebte und homogenisierte Mischprobe B1-EP verwendet. Im Gegensatz zum Versuchsdesign der ersten Serie wurde sich auf die Zugabe von Nitrat und Phosphat im Verhältnis C:N:P von 100:5:2 beschränkt. Sechs Schottflaschen (500 ml) wurden mit jeweils 250 g Boden gefüllt, dem zuvor gelöstes Kaliumnitrat (60 mg kg^{-1} $N\text{-}NO_3$) und Dikaliumhydrogenphosphat (24 mg kg^{-1} $P\text{-}PO_4$) zugeben worden war. Für die Kontrollproben wurden sechs weitere Schottflaschen mit der gleichen Bodenmenge gefüllt. Die Wasserhaltekapazität aller Proben wurde auf 50 ± 10 % eingestellt.

Drei Ansätze mit Nitrat- und Phosphatzugaben (F3-N1) und drei Kontrollproben (F3-K1) wurden dreimal wöchentlich geschüttelt und belüftet. Den restlichen Probenflaschen (F3-N2, F3-K2) wurde im Vakuumexsikkator der Luftsauerstoff entzogen und die Flaschen unter Einblasen von gasförmigem Stickstoff in einer Stickstoffatmosphäre luftdicht verschlossen (Abb. 2.7). Die Probenflaschen wurden dreimal wöchentlich geschüttelt und lediglich zur Probennahme geöffnet. Anschließend wurde erneut eine Stickstoffatmosphäre in den Probenflaschen erzeugt. Die Proben wurden dunkel bei 18-20 °C gelagert.

Tab. 2.7 gibt eine Übersicht über die verschiedenen Probenansätze.

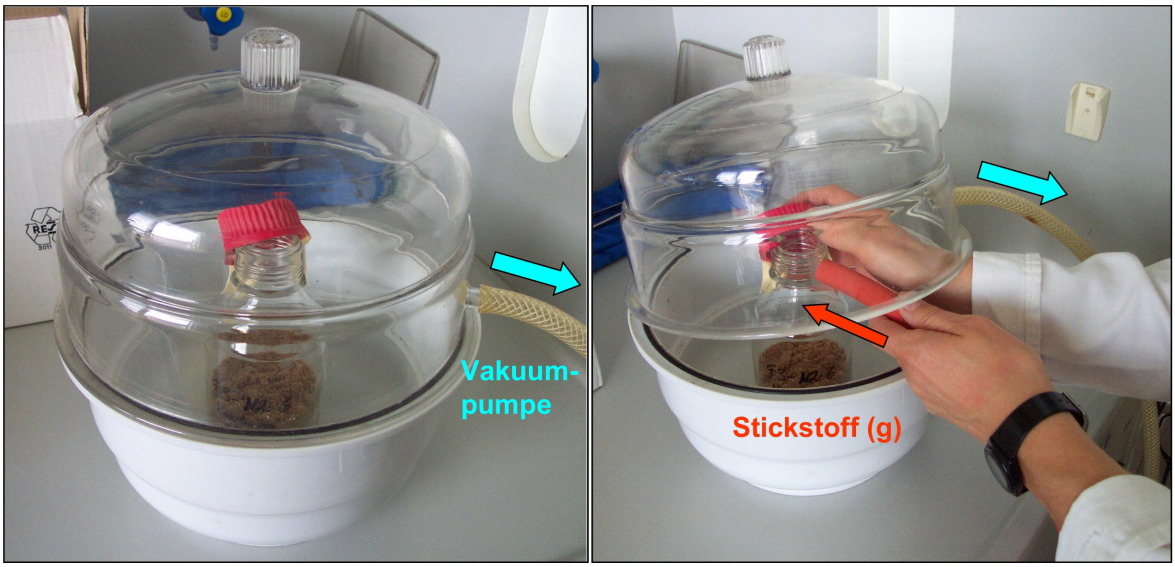


Abb. 2.7: Verdrängen von Luftsauerstoff aus den Bodenproben: a) Vakuum ziehen, b) Verschließen der Probenflaschen unter Einblasen von gasförmigem Stickstoff.

Tab. 2.7: Übersicht der Versuchsbedingungen der verschiedenen Ansätze in der zweiten Flaschenversuchsserie.

Probenbez.*	Proben-zahl	Versuchs-bedingungen	Nitrat- und Phosphat-zugabe	Sauerstoff-atmosphäre	Stickstoff-atmosphäre
F3-RP-B1-EP	1	4 °C, dunkel	–	**X**	
F3-N1	3	18-20 °C, dunkel	**X**	**X**	
F3-K1	3	18-20 °C, dunkel	–	**X**	
F3-N2	3	18-20 °C, dunkel	**X**		**X**
F3-K2	3	18-20 °C, dunkel	–		**X**

* Die Probenbezeichnung "F3" wurde gewählt, um mögliche Verwechselungen mit einem aufgrund von Problemen mit der MKW-Analytik abgebrochenen Versuchsansatz (F2) zu vermeiden.

Zu Versuchsbeginn, nach 4 Wochen und nach 8 Wochen wurden der MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.5.1), der Wassergehalt (vgl. Kap. 2.2.5.3), der Nitratstickstoffgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.8), der Ammoniumstickstoffgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.9), der Phosphatgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.8) und die Bodenatmung (vgl. Kap. 2.2.5.12) der Proben sowie einer Rückstellprobe (Lagerung 4 °C, dunkel) geprüft.

2.2.3 Glassäulenversuche

2.2.3.1 Versuchsaufbau

Mit dem Versuchsdesign der Glassäulenversuche sollte in homogenem Bodenmaterial der Einfluss von Puffersubstanzen sowie Nitrat- und Nährstoffadditiven auf den mikrobiellen MKW-Abbau im Boden bei gleichzeitigem Monitoring der Sickerwasserkonzentrationen un-

tersucht werden. Insgesamt sechs Glassäulen (∅ 4,7 cm, Länge 50 cm) wurden mit je 1.040 g Bodenmaterial (auf 2 mm gesiebt und homogenisiert) gefüllt und bis zu einer Lagerungsdichte von 1,5 g cm^{-3} verdichtet (40 cm Bodensäule). Für die Entnahme von Sickerwasserproben an der Säulenbasis war ein durchbohrter Abschlussstopfen mit einem Glasrohr angebracht, das wiederum mit einem Tropftrichter als Sammelbehältnis verbunden war (s. Abb. 2.8). Zwischen dem Bodenkörper und dem Stopfen wurden eine 1 cm mächtige Sandschicht sowie ein Filterpapier (*Schleicher & Schüll 597 L*) eingebaut, um den Austrag von Bodenpartikeln mit dem Sickerwasser zu vermeiden. Um Ausgasungsverluste zu minimieren und eine gute Verteilung der zugegebenen Lösungen zu erreichen, wurden am Top der Säule ebenfalls eine 2 cm mächtige Sandschicht sowie eine 1,5 cm mächtige Feinkieslage aufgebracht. Die Zugabe von dreimal wöchentlich 40 ml der verschiedenen Lösungen (vgl. Kap. 2.2.3.2 und Kap. 2.2.3.3) erfolgte durch langsames Auslaufenlassen einer Messpipette. Das Sickerwasser wurde alle ein bis zwei Tage in salzsäure- und propanolgereinigte Schottflaschen abgelassen und bis zur Analytik eingefroren.

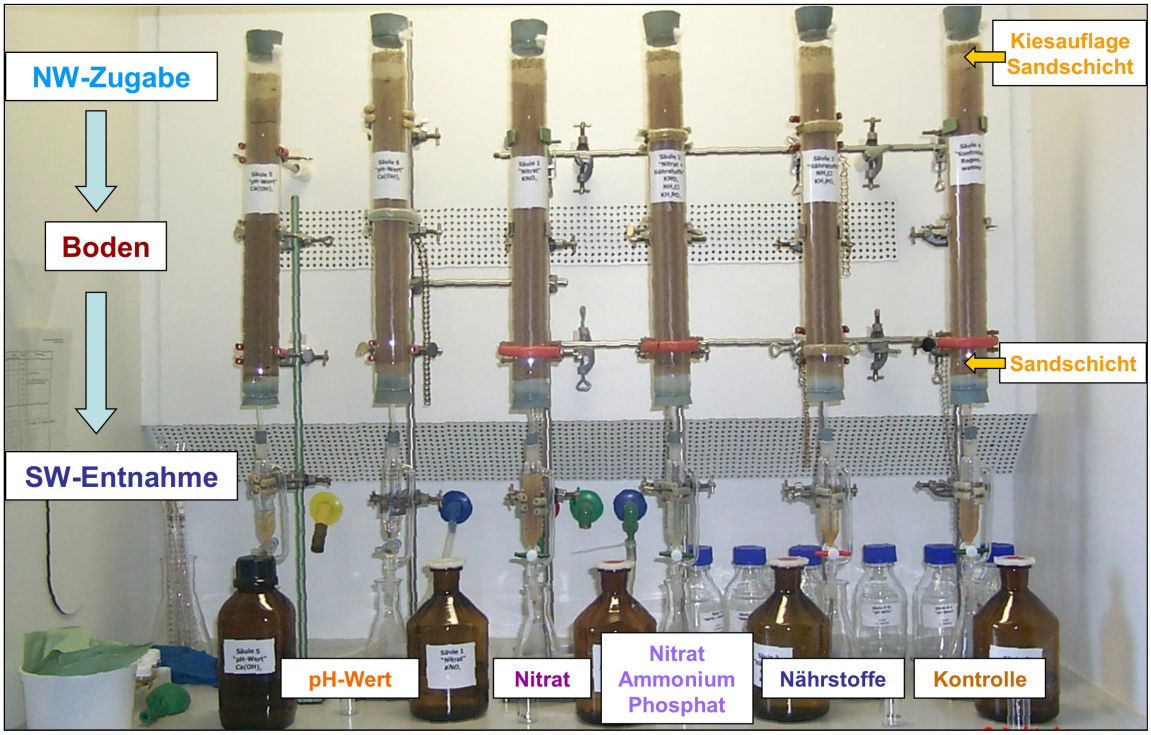


Abb. 2.8: Aufbau des Glassäulenversuchs.

2.2.3.2 pH-Wert-Optimierung in den Glassäulenversuchen

Eine Glassäule (GS 5) wurde wie in Kap. 2.2.3.1 beschrieben mit dem Bodenmaterial B3-EP (pH-Wert 5,6), eine andere Glassäule (GS 6) mit dem Bodenmaterial B5-EP (pH-Wert 4,6), gefüllt. In die Sandschicht am Top der Säule wurden jeweils 0,35 g $CaCO_3$ eingebracht.

Über einen Versuchszeitraum von 18 Wochen (GS 5) bzw. 15 Wochen (GS 6) wurden wöchentlich 120 ml einer $Ca(OH)_2$-Lösung (0,01 mol l^{-1} in gefiltertem Niederschlagswasser) zugegeben und regelmäßig das anfallende Sickerwasser entnommen. In Abständen von 4 bis 5 Wochen wurde das Sickerwasser auf organoleptische Befunde (vgl. Kap. 2.2.6.1), seinen MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.6.2), den pH-Wert (vgl. Kap. 2.2.6.4), die Leitfähigkeit (vgl. Kap. 2.2.6.6), den Eisen- (vgl. Kap. 2.2.6.8) und den Calciumgehalt (vgl. Kap. 2.2.6.10) analysiert.

Zusätzlich wurde einmal wöchentlich der pH-Wert der frischen Sickerwasserproben bestimmt. 6 Wochen nach Versuchsende – nachdem ein Großteil des Sickerwassers aus der Säule entwichen war – erfolgte eine tiefenorientierte Probennahme über jeweils 10 cm Profiltiefe. Die eingebauten Sandschichten an Top und Basis wurden getrennt beprobt. Die Bodenproben wurden auf den MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.5.1), die Trockensubstanz (vgl. Kap. 2.2.5.3), den pH-Wert (vgl. Kap. 2.2.5.5) und die Leitfähigkeit (vgl. Kap. 2.2.5.7) untersucht.

2.2.3.3 Nitrat- und Nährstoffadditive in den Glassäulenversuchen

Vier Glassäulen wurden analog Kap. 2.2.3.1 mit Bodenmaterial der Probe B3-EP (auf 2 mm gesiebt, homogenisiert) gefüllt. Über einen Versuchszeitraum von 18 Wochen wurde drei Glassäulen wöchentlich 120 ml gefiltertes und mit Nitrat- bzw. Nährstoffen angereichertes Niederschlagswasser und einer Glassäule gefiltertes Niederschlagswasser zugegeben. Ziel der Reagenzien-Zugabe war es, ein C:N:P-Verhältnis von 100:5:1 im Boden zu erreichen. Bei einem C-Gehalt von 900 mg kg^{-1} in der Bodenprobe B3-EP (vgl. Kap. 3.2.1), einer Bodenmenge von 1.040 g pro Säule und einer geplanten Mindestversuchslaufzeit von 6 Wochen errechneten sich die in Tab. 2.8 aufgeführten Konzentrationen in den Zugabelösungen.

Tab. 2.8: Übersicht der Versuchsbedingungen für die verschiedenen Glassäulen.

Glassäule	Boden-material	Zugabelösungen	Analyse der Sicker-wasserproben	Analyse der Bodenproben
GS 1	B3-EP	KNO_3 (78 mg l^{-1} NO_3-N)	4, 9, 14, 18 Wochen	24 Wochen
GS 2	B3-EP	NH_4Cl (39 mg l^{-1} NH_4-N) KNO_3 (39 mg l^{-1} NO_3-N) KH_2PO_4 (15,6 mg l^{-1} PO_4-P)	4, 9, 14, 18 Wochen	24 Wochen
GS 3	B3-EP	NH_4Cl (78 mg l^{-1}) KH_2PO_4 (15,6 mg l^{-1} PO_4-P)	4, 9, 14, 18 Wochen	24 Wochen
GS 4	B3-EP	keine	4, 9, 14, 18 Wochen	24 Wochen
GS 5	B3-EP	$Ca(OH)_2$-Lösung 0,01 mol l^{-1}	4, 9, 14, 18 Wochen	24 Wochen
GS 6	B5-EP	$Ca(OH)_2$-Lösung 0,01 mol l^{-1}	4, 7, 11, 15 Wochen	21 Wochen

Das anfallende Sickerwasser wurde in Abständen von 4-5 Wochen auf organoleptische Befunde (vgl. Kap. 2.2.6.1), seinen MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.6.2), den pH-Wert (vgl. Kap. 2.2.6.4), die Leitfähigkeit (vgl. Kap. 2.2.6.6), den Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalt (vgl. Kap. 2.2.6.7) sowie den Eisen- (vgl. Kap. 2.2.6.8) und den Calciumgehalt (vgl. Kap. 2.2.6.10) analysiert.

6 Wochen nach Versuchsende erfolgte eine tiefenorientierte Probennahme über jeweils 10 cm Profiltiefe. Die Sandschichten an Top und Basis wurden getrennt beprobt. Die Bodenproben wurden auf den MKW-Gehalt (vgl. Kap. 2.2.5.1), die Trockensubstanz (vgl. Kap. 2.2.5.3), den Nitrat- und Ammoniumgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.9) sowie den Phosphatgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.8) untersucht.

2.2.4 Bodensäulenversuche

2.2.4.1 Versuchsaufbau

Die im Januar 2002 am TL Schäferhof-Süd entnommenen sechs Bodensäulen wurden zunächst in einer Klimakammer im Technikum der Fa. Umweltschutz Nord installiert. Um die Sauerstoffversorgung des Bodens zu verbessern, wurde an den Edelstahl-Linern die obere Teflonplatte durch zwei Aluminiumstreben um 1 cm nach oben versetzt. An jeder Säule wurde als Zulauf eine Tropfflasche mit Zwei-Wege-Hahn zur kontrollierten Berieselung der Säulen mit Niederschlagswasser und am Ablauf ein Durchlaufröhrchen (120 ml) zur Entnahme von Sickerwasserproben angebracht (vgl. Abb. 2.9). Die Klimakammer wurde auf eine Temperatur von 10 °C eingestellt, was einer durchschnittlichen Bodentemperatur in 2-3 m Bodentiefe entspricht. Aufgrund der Insolvenz der Fa. Umweltschutz Nord musste der gesamte Versuch im September 2003 abgebaut und im Technikum des Zentrums für Umweltforschung und -technologie (UFT) neu aufgebaut werden. Da hier keine Klimakammer zur Verfügung stand, wurde der Versuch bei Raumtemperatur fortgesetzt.

Abb. 2.9: Aufbau der Bodensäulenversuche im Technikum der Fa. Umweltschutz Nord (linkes Bild, Boden in Liner projektiert) und im Technikum des UFT (rechtes Bild).

Den Bodensäulen wurden zunächst dreimal wöchentlich 35 ml, ab Mai 2003 zweimal wöchentlich 50 ml filtriertes Niederschlagswasser über den Zulauf zugegeben und das anfal-

lende Sickerwasser am Ablauf entnommen. Das Niederschlagswasser wurde im Hof des UFT in Glasschalen aufgefangen, durch fettfreie Faltenfilter filtriert und bis zur Verwendung bei 4 °C gelagert. Die zugegebene Wassermenge von 105 bzw. 100 ml pro Woche entspricht bei einer Säulenquerschnittsfläche von 78,5 cm² einer Niederschlagsmenge von ca. 700 mm pro Jahr, wobei im Versuch natürliche Prozesse wie die Evaporation und der oberflächennahe Abfluss nicht berücksichtigt wurden und die gesamte Niederschlagsmenge als Sickerwasser anfiel. Aufgrund der für die Analytik benötigten Probenmenge wurden mindestens 6- bis 8-wöchige Probennahmeintervalle angesetzt und das Sickerwasser bis zur Analytik in propanolgereinigten Schottflaschen eingefroren. Bei jeder Probennahme wurde das gefrorene Sickerwasser mit der frischen Probe überschichtet.

In verschiedenen Versuchsphasen wurden bei vier Bodensäulen der obersten Bodenschicht bzw. dem Niederschlagswasser Reagenzien zugegeben, die den mikrobiellen Abbau von MKW stimulieren sollten. Zwei Bodensäulen dienten als Kontrollsäulen, denen während der gesamten Versuchsdauer ausschließlich Niederschlagswasser zugegeben wurde. Das Versuchsdesign während der Versuchsphasen ist in Tab. 2.9 zusammengestellt.

Tab. 2.9: Versuchsdesign bei den Bodensäulenversuchen.

Boden-säule	**Versuchsphase 1:** **Natural Attenuation** **34 Wochen, 4 Probennahmen**	**Versuchsphase 2:** **pH-Optimierung** **36 Wochen, 3 Probennahmen + pH-Kontrolle**	**Versuchsphase 3:** **Spülphase** **20 Wochen, 2 Probennahmen**	**Versuchsphase 4:** **Nitrat-Addition** **36 Wochen, 4 Probennahmen**
S1	Niederschlagswasser	Niederschlagswasser	Niederschlagswasser	Niederschlagswasser
S2	Niederschlagswasser	4 g $CaCO_3$ $Ca(OH)_2$-Lsg. (0,01 mol l^{-1})	Niederschlagswasser	KNO_3 (100 mg l^{-1} N) KH_2PO_4 (6,7 mg l^{-1} P)
S3	Niederschlagswasser	4 g $CaCO_3$ $Ca(OH)_2$-Lsg. (0,01 mol l^{-1})	Niederschlagswasser	KNO_3 (100 mg l^{-1} N) KH_2PO_4 (6,7 mg l^{-1} P)
S4	Niederschlagswasser	Niederschlagswasser	Niederschlagswasser	Niederschlagswasser
S5	Niederschlagswasser	4 g $CaCO_3$ $Ca(OH)_2$-Lsg. (0,01 mol l^{-1})	Niederschlagswasser	KNO_3 (100 mg l^{-1} N) KH_2PO_4 (6,7 mg l^{-1} P)
S6	Niederschlagswasser	4 g $CaCO_3$ $Ca(OH)_2$-Lsg. (0,01 mol l^{-1})	Niederschlagswasser	KNO_3 (100 mg l^{-1} N) KH_2PO_4 (6,7 mg l^{-1} P)

2.2.4.2 Bodenanalytik

Die bei der Bohrung der Bodensäulen am TL Schäferhof-Süd entnommenen Proben an Top und Basis wurden einen Tag nach der Probennahme auf ihren MKW- (vgl. Kap. 2.2.5.1) und BTEX-Gehalt (vgl. Kap.2.2.5.2) sowie die Trockensubstanz (vgl. Kap. 2.2.5.3) untersucht.

Nach Beendigung des Versuchs wurde im Juli 2004 eine tiefenorientierte Probennahme des Bodenmaterials in den Edelstahl-Linern durchgeführt. Die Probenintervalle des ungestörten Bodens betrugen jeweils 15 cm, die Sandschichten an Top und Basis wurden getrennt beprobt. Da es mit den zur Verfügung stehenden technischen Hilfsmitteln nicht möglich war, die Bodensäule insgesamt mit einem Stempel herauszudrücken und die Edelstahl-Liner aufgrund einer weiteren Verwendung nicht zersägt werden sollten, wurde der Boden mit einem Löffel bis zur jeweiligen Profiltiefe aus dem Liner herausgeholt und anschließend homogenisiert.

Die Bodenproben wurden auf ihren MKW- (vgl. Kap. 2.2.5.1) und BTEX-Gehalt (vgl. Kap.2.2.5.2), die Trockensubstanz (vgl. Kap. 2.2.5.3), den pH-Wert (vgl. Kap. 2.2.5.5), die Leitfähigkeit (vgl. Kap. 2.2.5.7), den Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalt (vgl. Kap. 2.2.5.8) sowie teilweise auf ihre basale und substratinduzierte Bodenatmung (vgl. Kap. 2.2.5.12) untersucht.

2.2.4.3 Sickerwasseranalytik

Für die Analytik wurden die eingefrorenen Sickerwasserproben bei 4-10 °C langsam aufgetaut, um ein Zerplatzen der Glasflaschen zu vermeiden. Die aufgetauten Wasserproben wurden durch Schütteln in einer 1-l-Schottflasche homogenisiert und organoleptische Befunde wurden aufgenommen. Anschließend erfolgte die Probenvorbereitung für die MKW-Analytik (vgl. Kap. 2.2.6.2) und die Bestimmung von Nitrat, Ammonium, Phosphat, Eisen und Sulfat in Schnelltestverfahren (vgl. Kap. 2.2.6.7 bis Kap. 2.2.6.9).

An frischen Sickerwasserproben wurden zeitgleich die Parameter pH-Wert, Redoxpotenzial und Leitfähigkeit (vgl. Kap. 2.2.6.4 bis 2.2.6.6) bestimmt sowie Proben für die TOC/DOC-Messung (vgl. Kap. 2.2.6.3) und die Calciumbestimmung am AAS (vgl. Kap. 2.2.6.10) abgefüllt.

2.2.5 Methoden der Bodenuntersuchungen

2.2.5.1 MKW-Analytik

Mineralölkohlenwasserstoffe konnten durch Ausschütteln mit dem Extraktionsmittel Heptan aus der Bodenmatrix gelöst werden. 5 g naturfeuchter Boden wurden in 20 ml Rollrandflaschen (Headspace-Vials) eingewogen und mit 4 ml Aceton und 6 ml n-Heptan versetzt. Mit Hilfe einer Krimpzange wurden die Vials mit PTFE-beschichteten Bördelkappen (Ø 11 mm) verschlossen und liegend für 90 Minuten bei 300-400 rpm geschüttelt. Anschließend wurde das Septum der Bördelkappe mit der Kanüle einer Einmalspritze durchstochen, jeweils 1,5 bis 2 ml des Extraktes entnommen und in kleine Rollrandflaschen (2 ml) überführt. Bei trübem Extrakt wurde die Probe beim Überführen durch einen PTFE-Spitzenfilter (45 µm Porenweite) filtriert. Diese Vials wurden ebenfalls mit Bördelkappen (Ø 8 mm) verschlossen.

Die Messungen wurden an zwei Gaschromatographen (GC 3 und GC 4, *Hewlett Packard*, *GC HP-5890 FID*) durchgeführt. Die Geräteparameter sind in Tab. 2.10 zusammengestellt. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus verschiedenen Messreihen zu gewährleisten, wurde jeweils eine Referenzlösung (C_{10}-C_{24}, 500 mg l^{-1} je Komponente) mitgemessen und die Signal-Response der Einzelkomponenten kontrolliert. Die gemessenen Werte wurden mit der Chromatographie-Software *Chem-Station* ausgewertet und bezogen auf die Probenein-

waage und Trockensubstanz angegeben. Die analytische Bestimmungsgrenze lag bei 1 mg kg^{-1} TS. Unter Berücksichtigung des Hintergrundwertes durch die Probenaufbereitung und die Bodenmatrix lag die Bestimmungsgrenze der Proben bei 100 mg kg^{-1} TS.

Tab. 2.10: Geräteparameter bei der MKW-Messung am GC 3 (*HP-5890*) und GC 4 (*HP-5890*).

Parameter	GC 3 (HP-5890)	GC 4 (HP-5890)
Injektor	Kaltaufgabesystem (Quarzrohr m. Quarzwollefüllung)	Universal-Einlasssystem (Quarzrohr m. Quarzwollefüllung)
Injektionsart/-volumen	Splitlos-Mode, 1 µl	
Injektionstemperatur	Start: 70 °C für 10 s Hochheizen auf 240 °C (Ramp 10 °C pro s) Halten: 240 °C für 120 s	
Trennsäule	HP-5: 28 m*0,32 (0,25) mm ID, Filmdicke 0,25 µm	
Trägergas	Helium (40 cm pro s)	
Temperaturprogramm	Start: 50 °C für 2 min Hochheizen auf 240 °C (Ramp 10 °C pro min) Halten: 240 °C für 19 min Gesamtlaufzeit: 40 min	
Detektor	FID	
Detektionstemperatur	250 °C	
Gasstrom	Wasserstoff 35 ml min^{-1}, synthetische Luft 400 ml min^{-1}, Stickstoff (Make-up-Gas) ml min^{-1}	

2.2.5.2 BTEX-Analytik

Für die Bestimmung der flüchtigen Mineralölkohlenwasserstoffe (BTEX, Alkylbenzole) in Anlehnung an DIN 38407 F9 wurden 2 g naturfeuchter Boden in 20-ml-Rollrandflaschen (Headspace-Vials) eingewogen und unverzüglich mit PTFE-beschichteten Bördelkappen (Ø 11 mm) verschlossen.

Im Gaschromatographen (GC 2, *Hewlett Packard*, *GC HP-6890 FID-HS-Sampler*) wurden die Proben auf 80 °C erwärmt, aus dem Gasraum der Proben (Headspace) ein Teilvolumen entnommen und zur Messung in den Chromatographen injiziert. Die Geräteparameter sind in Tab. 2.11 zusammengestellt. Zur Kalibration wurde ein Prüfgas verwendet und die Signal-Response einer Referenzlösung kontrolliert. Die gemessenen Werte wurden mit der Chromatographie-Software *Chem-Station* ausgewertet und bezogen auf die Probeneinwaage und Trockensubstanz als unter definierten Bedingungen in den Gasraum freigesetzte Kohlenwasserstoffe angegeben. Die analytische Bestimmungsgrenze liegt bei 0,1 µg pro Vial. Unter Berücksichtigung des Hintergrundwertes durch die Probenaufbereitung und die Bodenmatrix liegt die Bestimmungsgrenze der Proben bei 100 µg kg^{-1} TS.

Tab. 2.11: Geräteparameter bei der Messung der Headspace-Proben am GC-2 (*HP-6890*).

Parameter	**GC-2 (*HP-6890*)**
HS-System	Metall-frei (Quarzbeschichtung)
Konditionierung	30 min bei 80 °C
Injektor	Konstante Aufgabetemperatur 230 °C (Quarzrohr mit Quarzwollefüllung)
Injektionsart	Splitmode 1:10
Injektionsvolumen	200 µl
Injektionstemperatur	230 °C
Trennsäule	SE-54 (50 m*0,32 mm ID, Filmdicke 3 µm)
Trägergas	Helium (40 cm pro s)
Temperaturprogramm	Start: 50 °C für 2 min Hochheizen auf 220 °C (Ramp 60 °C/min) Halten: 220 °C für 28 min Gesamtlaufzeit: 40 min
Detektor	FID
Kalibration	Prüfgas N18 (1.000 vpm), Fa. Air-Liquide
Referenzlösung	Hexan/Toluol/Nonan und Hexan/Octan/Undecan

2.2.5.3 Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehaltes

Für die Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehaltes nach DIN ISO 11465 wurden 5-10 g Boden in zuvor getrocknete und gewogene Glasgefäße eingewogen und 24 Stunden bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet. Nach dem Auskühlen im Exsikkator wurde die Masse des getrockneten Bodens bestimmt. Die Trockensubstanz bzw. der Wassergehalt wurden als Massenanteile in Prozent mit einer Genauigkeit von 0,1 % berechnet.

2.2.5.4 Bestimmung der Wasserhaltekapazität

Zur Bestimmung der maximalen Wasserhaltekapazität nach DECHEMA (2001) wurden Metallzylinder (Ø 5 cm), die mit einem feinmaschigen Gewebe verschlossen wurden, gewogen und bis auf eine Höhe von ca. 4 cm mit dem naturfeuchten Bodenmaterial gefüllt. Nach erneutem Wiegen wurden die Proben abgedeckt in eine mit Leitungswasser gefüllte Wanne (Wasserspiegel über der Bodenhöhe) gesetzt. War der Boden mit Wasser aufgesättigt, mussten die Zylinder auf ein feuchtes Sandbett gestellt werden. Nach 3 Stunden wurden die Gefäße stündlich gewogen, bis sich die Werte nicht mehr veränderten.

Aus der Differenz der maximal aufgenommenen Wassermenge und dem Wassergehalt des naturfeuchten Bodens (vgl. Kap. 2.2.5.3) konnte die Wasserzugabe berechnet werden, die zur Einstellung von 50 % ± 10 % der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}50 %) benötigt wurde.

2.2.5.5 Messung des pH-Wertes

Für die Bestimmung des pH-Wertes in Anlehnung an DIN ISO 10390 wurden 20 g Boden entnommen und mit 50 ml $CaCl_2$-Lösung (0,01 mol l^{-1}) versetzt und anschließend die Probensuspension eine Stunde auf dem Horizontalschüttler geschüttelt. Nach einer Standzeit zwischen 2 und 24 Stunden wurde im Anschluss an ein kurzes Aufschütteln der pH-Wert in der Suspension mit einer pH-Einstabmesskette gemessen.

2.2.5.6 Messung des Kalkbedarfes

Der Kalkbedarf gibt Aufschluss über die Kalkmenge, die benötigt wird, um den pH-Wert des Bodens auf einen bestimmten Wert zu erhöhen. Für die Messung nach DIN 19684 wurden 10 g luftgetrockneter Boden nach Zusatz von 25 ml Calciumacetatlösung (0,5 mol l^{-1}) eine Stunde geschüttelt und über Nacht stehen gelassen. Nach kurzem erneuten Aufschütteln erfolgte die Messung des pH-Wertes in der Suspension.

Der Kalkbedarf (in dt ha^{-1} CaO) wurde mit Hilfe des gemessenen pH_{CaCl2} (vgl. Kap. 2.2.5.5) und des $pH_{Ca\text{-}Acetat}$ für den angestrebten Ziel-pH-Wert aus der entsprechenden Tabelle abgelesen.

2.2.5.7 Messung der Leitfähigkeit

Die Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit nach DIN ISO 11265 erfolgte durch Elution von 20 g luftgetrockneten Bodens mit 100 ml Wasser. Nach 30-minütigem Schütteln wurde das Eluat über einen Faltenfilter filtriert. Die Messung des klaren Filtrats wurde mit einer Leitfähigkeitselektrode (*KLE 1/T*) und einem Messgerät (*LF 91*) der Fa. WTW durchgeführt.

2.2.5.8 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatbestimmung mittels Fließanalytik

Aus den naturfeuchten Bodenproben (6-6,5 g bzw. 12-12,5 g) wurden die Nitrat- und Ammoniumionen mit 25 ml einer KCl-Lösung (0,1 mol l^{-1}) bzw. 50 ml einer $CaCl_2$-Lösung (0,25 mol l^{-1}) extrahiert (1 Stunde auf dem Horizontalschüttler) und anschließend durch einen Faltenfilter filtriert. Das pflanzenverfügbare Phosphat wurde mit einer Acetatlösung (50 ml) aus dem Boden (5 g) extrahiert (4 Stunden auf dem Horizontalschüttler), anschließend wurde das Bodenmaterial durch Zentrifugieren (10 min, 13.000 rpm, 4 °C) abgetrennt. Der Überstand wurde durch einen phosphatarmen Faltenfilter gegeben.

Mittels Fließanalytik (FIA - Flow Injection Analysis) erfolgte die parallele Messung von NH_4-N und NO_3-N (in Anlehnung an DIN EN ISO 13395). Bei der Fließanalytik wurde in einer Mischschleife ein definiertes Volumen einer entgasten Proben- und Reagenzlösung in eine Trägerlösung injiziert und anschließend deren Indikatorreaktion gemessen. Das durch den Detektor aufgezeichnete Peaksignal wurde bezüglich seiner Höhe ausgewertet. Die Proben aus der ersten Flaschenversuchsserie wurden am FIA-Gerät *Foss Tecator 5012-5042-5027* (Analysator-Detektor-Autosampler) gemessen. Da zum Messzeitpunkt der Proben aus der zweiten Flaschenversuchsserie und den Bodensäulenversuchen das zunächst verwendete FIA-Gerät nicht einsatzfähig war, musste die Bestimmung von Nitrat am *Perkin Elmer UV/VIS Lamba-Bio* unter Verwendung von $CaCl_2$-Lösung als Extraktions- und Trägerlösung fortgesetzt werden. In Tab. 2.12 sind die Geräteeinstellungen und verwendeten Reagenzien für die Bestimmung von Nitrat- und Ammoniumstickstoff zusammengestellt.

Tab. 2.12: Messbedingungen und Reagenzienzusätze für die Bestimmung von Nitrat- und Ammoniumstickstoff sowie Phosphat mittels Fließanalytik.

	NH_4-N	NO_3-N	PO_4-P
Extraktions- und Trägerlösung	KCl (0,2 mol l^{-1})	KCl (0,2 mol l^{-1})*[1] $CaCl_2$ (0,25 mol l^{-1})*[2]	Ammoniumacetat-Laktat
Reagenz 1	Natronlauge (0,1 mol l^{-1})	Sulfanilamid (10 g l^{-1} + HCl conc.)	Ammoniummolybdat (10 g l^{-1} + H_2SO_4 conc.)
Reagenz 2	Spezialindikator *Voss-Perstorp* (5 g l^{-1} + NaOH)	N-Naphtylethylen-diaminhydrochlorid (1 g l^{-1})	Hydraziniumsulfat, Zinn-II-chlorid (1 g l^{-1} bzw. 0,2 g l^{-1} + H_2SO_4 conc.)
Reaktionsblock	Gasdiffusionsmembran	Gasdiffusionsmembran	
Probeschleife	200 µl	100 µl	200 µl
Photometerfilter	590 nm	540 nm	590 nm
Stammlösung	NH_4Cl	$NaNO_3$	KH_2PO_4
Messbereich	0,4-5 mg l^{-1}	0,7-5 mg l^{-1} *[1] 0,1-1,5 mg l^{-1} *[2]	0,1-5 mg l^{-1}

*[1] *Foss Tecator* (Flaschenversuchsserie 1); *[2] *Perkin Elmer* (Flaschenversuchsserie 2, Bodensäulen)

2.2.5.9 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatbestimmung mittels Schnelltests

Bei der Schnelltestanalytik wurde Nitrat im Bodenextrakt (analog Kap. 2.2.5.8) mit einem Küvettentest der Fa. Merck (*Spectroquant 1.14542*) bestimmt. Nitrationen bilden in konzentrierter Schwefelsäure mit einem Benzoesäurederivat eine rote Nitroverbindung, deren Konzentration im Schnelltestphotometer *WTW-MPM 3000* bei einer Wellenlänge von 517 nm gemessen wurde. Der Messbereich des Schnelltests liegt zwischen 0,5 und 18 mg l^{-1}, der Verfahrensvariationskoeffizient beträgt ± 1,5 % (Verfahrensstandardabweichung ± 0,14 mg l^{-1} NO_3-N). Höher konzentrierte Proben wurden entsprechend verdünnt.

Ammonium wurde kolorimetrisch mit dem Merck-Schnelltest *Spectroquant 1.14552* bestimmt. Nach Alkalysierung des Extraktes auf pH 13 reagiert Ammoniak mit Hypochlorit zu Monochloramin, das in einer katalysierten Zweistufenreaktion mit Thymol ein blaues Indophenol bildet. Die Extinktion der Farbkomplexes wurde mit dem Photometer *Shimadzu Spectrophotometer UV-120-02* (Flaschenversuchsserie 1, Glassäulenversuche) oder *Biotech Novaspec III* (Flaschenversuchsserie 2, Bodensäulenversuche) bei einer Wellenlänge von 690 nm gegen eine Blindprobe ermittelt. Der Messbereich des Tests liegt zwischen 0,03 und 3 mg l^{-1} NH^{4+}-N.

Phosphat wurde im Bodenextrakt (analog Kap. 2.2.5.8) mit einem Schnelltest der Fa. Merck (*Spectroquant 1.14543*) bestimmt (Glassäulenversuche). Orthophosphationen bilden mit Molybdationen in schwefelsaurer Lösung Molybdatphosphorsäure. Diese wird mit Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau (PMB) reduziert, das im Schnelltestphotometer *WTW-MPM 3000* bei einer Wellenlänge von 690 nm gemessen wurde. Der Messbereich des Schnelltests liegt zwischen 0,05 und 5,0 mg l^{-1} PO_4-P, der Verfahrensvariationskoeffizient beträgt ± 1,42 % (Verfahrensstandardabweichung ± 0,032 mg l^{-1} PO_4-P).

2.2.5.10 Ammoniumbestimmung nach DIN 38406-5

Für die Bestimmung von Ammonium nach DIN 38406-5 wurden die Bodenextrakte (12,5 g Boden in 50 ml $CaCl_2$ 0,25 mol l^{-1}) mit einer Salicylat-Citratlösung und einer Reagenzlösung (Natriumdichlorisocyanurat in NaOH) versetzt. Ammoniumionen reagieren bei pH 12,6 mit Hypochloritionen und Salicylationen in Gegenwart von Nitroprussidnatrium als Katalysator zu Indophenolblau. Die Hypochloritionen entstehen durch die hydrolytische Spaltung des Dichlorisocyanurat. Nach einer Reaktionszeit von ein bis drei Stunden wurden die Proben im *Dr. Lange Spektralphotometer CADAS 100* bei 655 nm gegen eine Blindprobe gemessen. Der Messbereich betrug 0,05 bis 1,5 mg l^{-1}.

2.2.5.11 Phosphatbestimmung mit der PMB-Methode

Die Phosphatbestimmung mit der PMB-Methode wurde nach VD LUFA METHODENBUCH (1991) durchgeführt. Aus den naturfeuchten Bodenproben (5 g) wurden die pflanzenverfügbaren Phosphationen mit 125 ml einer Calciumlaktatlösung (CAL) extrahiert und anschließend durch phosphatarmes Filterpapier filtriert. Orthophosphationen bilden bei Zugabe von Ammoniummolybdat in schwefelsaurer Lösung Phosphormolybdänsäure. Diese wird mit Ascorbinsäure und Zinn(II)chlorid zu Phosphormolybdänblau (PMB) reduziert, das bei einer Wellenlänge von 578 nm photometrisch bestimmt werden kann. Die Messung der Proben erfolgte mit einer Bestimmungsgrenze von 0,16 mg l^{-1} (4 mg kg^{-1} TS Boden) bei der Fa. Umweltschutz Nord am *Milton Roy Spectronic 1201*.

2.2.5.12 Bestimmung der Bodenatmung

Die Bestimmung der basalen und substratinduzierten Bodenatmung erfolgte durch Messung des Sauerstoffverbrauchs im *Sapromat D 12 S* mit computergesteuerter Auswerteinheit der Fa. Voith Sulzer. Nach DIN 19737 wurden 100 g Boden eingesetzt und nach Einstellung des Gleichgewichts die basale Bodenatmung über mindestens drei bis vier Tage aufgezeichnet. Im Anschluss wurde der Boden mit 1 g eines Glucose-Nährstoffgemisches (80 g $C_6H_{12}O_6$, 13 g $(NH_4)_2SO_4$, 2 g KH_2PO_4) inkubiert und die substratinduzierte Bodenatmung über mindestens weitere vier Tage gemessen.

Aus den aufgenommenen Atmungskurven wurden in Anlehnung an ISO/DIN 17155 die basale Respiration (R_B), die substratinduzierte Respiration (R_S), die Lag-Phase (t_{lag}) sowie der Zeitraum (t-$peak_{max}$) und die Wachstumsrate (μ) bis zur Maximalatmung berechnet.

2.2.6 Methoden der Sickerwasseruntersuchungen

2.2.6.1 Aufnahme organoleptischer Befunde

Nach dem Auftauen der Sickerwasserproben wurden die Farbe des Sickerwassers, die Trübe, Ausfällungen, der Geruch und die Sickerwassermenge notiert.

2.2.6.2 MKW-Analytik

Das auf 20 °C temperierte Sickerwasser wurde bis zur Eichmarke in 250-ml-Messkolben gefüllt. Die Proben wurde mit jeweils 1 ml Hexan überschichtet und einem feuchtem Glasstopfen verschlossen. Nach Prüfung der Verschlussdichtigkeit wurden die Messkolben

zunächst per Hand und dann in einem Horizontalschüttler (300 rpm) 1,5 Stunden auf dem Kopf stehend geschüttelt. Proben, die seit Oktober 2003 anfielen, wurden 1,5 Stunden im Überkopfschüttler (20 rpm) geschüttelt. Anschließend wurde jeweils die Lösemittelphase oder gebildete Emulsionen mit einer Pasteurpipette abgezogen, in eine 2-ml-Rollrandflasche (Vial) überführt und mit PTFE-beschichteter Bördelkappe (Ø 8 mm) verschlossen. Die emulgierten Proben wurden in den Rollrandflaschen 10 Minuten bei 3.400 rpm und 4 °C zentrifugiert. Danach wurde die Bördelkappe wieder geöffnet, die abgetrennte Lösemittelphase in ein neues Vial überführt und wiederum mit einer Bördelkappe gasdicht verschlossen. Von den Sickerwasserproben wurden bei ausreichender Menge Doppelbestimmungen durchgeführt. Für jede Messreihe wurden zusätzlich zwei Blindproben mit Leitungswasser und zwei Proben mit dem eingesetzten Niederschlagswasser in der beschriebenen Arbeitweise aufbereitet.

Bei der Analyse von MKW im Sickerwasser musste aufgrund der geringen Probenkonzentrationen ausschließlich mit ungebrauchten Glasgeräten (Flaschen, Kolben, Pipetten, Vials) gearbeitet werden, die vor ihrer Verwendung mit Propanol entfettet, mit Leitungswasser gespült und anschließend bei 250 °C ausgeheizt wurden. Mit Leitungswasser zum Aus- und Nachspülen konnten gegenüber dem im UFT zur Verfügung stehenden entmineralisiertem Wasser deutlich geringere Blindwerte erzielt werden, da die Entsalzung des Wassers mittels Kunstharzsäulen durchgeführt wird, aus denen geringe Mengen von Kohlenwasserstoffen aus den Kunststoffen gelöst und damit ins Wasser eingetragen werden. Die Messkolben wurden bei jeder Probenaufbereitung ausschließlich für die Proben einer Bodensäule oder Glassäule verwendet.

Die Messungen wurden an den Gaschromatographen (GC 3 und GC 4, *Hewlett Packard*, *GC HP-5890 FID*) durchgeführt (vgl. Kap. 2.2.5.1). Die Geräteparameter entsprechen denen in Tab. 2.10. Als Referenzlösung wurde ein Standard mit C_7 bis C_{24} (100 mg l^{-1} je Einzelkomponente) verwendet. Die gemessenen Werte wurden ab C_{10} mit der Chromatographie-Software *Chem-Station* ausgewertet und bezogen auf das eingesetzte Volumen angegeben. Die analytische Bestimmungsgrenze lag bei 10 µg l^{-1}. Die Bestimmungsgrenze in den Sickerwasserproben kann mit etwa 40 µg l^{-1} angegeben werden.

2.2.6.3 Bestimmung der TOC/DOC-Konzentration

Die Bestimmung der organischen Gesamtkohlenstoffkonzentration (Total Organic Carbon – TOC) im Sickerwasser wurde an jeweils 10 ml einer frisch entnommenen, nicht eingefrorenen Wasserprobe durchgeführt. Für die Messung des gelösten organischen Kohlenstoffs (Dissolved Organic Carbon – DOC) wurden weitere 10 ml einer frischen Wasserprobe mit einer Einmalspritze durch einen Membranfilter (Poren 0,45 µm) filtriert. Die Probenaufbereitung und die Messung wurden nach DIN EN 1484 durchgeführt

Da der TOC und der DOC nicht direkt gemessen werden können, wurden die Gesamtkohlenstoffkonzentration (Total Carbon – TC) und die anorganische Kohlenstoffkonzentration (Inorganic Carbon - IC) am *Shimadzu TOC-Vcpn* gemessen. Das Messprinzip beruht auf der Oxidation des Kohlenstoffanteils der Probe (TC) durch Verbrennung und der anschließenden Detektion des gebildeten Kohlendioxids in einem Infrarotgasanalysator. Bei der IC-Messung wird die Probe in einem Reaktionsbehälter angesäuert und dadurch der anorganische Kohlenstoff zu Kohlendioxid zersetzt. Die Messung verläuft in gleicher Weise wie die der TC-Messung. Die TOC- und die DOC-Konzentrationen errechneten sich anschließend aus den

Differenzen von TC und IC. Die Geräte- und Messparameter sind in Tab. 2.13 zusammengestellt.

Tab. 2.13: Geräteparameter bei der TC/IC-Messung am *Shimadzu TOC-Vcpn.*

Parameter	**TC-Messung**	**IC-Messung**
Injektor	automatische Injektion	automatische Injektion
Injektionsvolumen	20 µl	270 µl
Reagenzienzugabe	-	1,5 % HCl (2 mol l^{-1})
Verbrennungsröhre	mit Oxidationskatalysator	
Verbrennungstemperatur	680 °C	
Trägergas	hochreine Luft, 150 ml min^{-1}	
Detektor	nicht-dispersiver Infrarotgasanalysator (NDIR)	
Kalibration	10-100 mg l^{-1}	
Driftkontrolle	Standard 10 mg l^{-1}, 3 Kontrollmessungen pro Messreihe	
Bestimmungsgrenze	0,5 mg l^{-1}	

2.2.6.4 Messung des pH-Wertes

An jeweils 20 ml einer frisch entnommenen, nicht eingefrorenen Wasserprobe wurde der pH-Wert nach DIN 38404 C5 mit einer pH-Einstabmesskette bestimmt. Die Angabe des Messergebnisses erfolgte auf 0,1 pH-Einheiten genau.

2.2.6.5 Messung des Redoxpotenzials

Die Redoxspannung wurde an jeweils 20 ml einer frisch entnommenen, nicht eingefrorenen Wasserprobe in Anlehnung an DIN 38404 C6 gemessen. Mit einer Platinelektrode (*Ingold PT4805*) wurde bei gleichzeitiger Messung der Temperatur die Spannung U_g (mV) ermittelt und anschließend auf eine Standardwasserstoffelektrode als Bezugselektrode umgerechnet (Standardspannung bei 20 °C +211 mV). Die so erhaltene Redoxspannung U_H wird auf 1 mV genau angegeben.

2.2.6.6 Messung der Leitfähigkeit

Die Bestimmung der Leitfähigkeit wurde an 20 ml einer frisch entnommenen, nicht eingefrorenen Wasserprobe nach DIN EN 27888 mit einer Leitfähigkeitselektrode (*KLE 1/T*) und einem Messgerät (*LF 91*) der Fa. WTW durchgeführt. Das Ergebnis wurde in µS cm^{-1} angegeben.

2.2.6.7 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatbestimmung

Die Bestimmung von Nitrat, Ammonium und Phosphat im Sickerwasser erfolgte im Anschluss an die Filtration durch einen Membranfilter (Porenweite 0,45 µm) mit den Merck-Schnelltests *Spectroquant 1.14542, Spectroquant 1.14552* bzw. *Spectroquant 1.14543* im Schnelltestphotometer *WTW-MPM 3000* (vgl. Kap. 2.2.5.9).

2.2.6.8 Bestimmung der Eisenkonzentration

Die Bestimmung von Eisenionen in Sickerwasserproben erfolgte im Anschluss an die Filtration durch einen Membranfilter (Porenweite 0,45 µm) mit dem Merck-Küvettentest *Spectroquant 1.14549*. Durch Reduktion mit Ascorbinsäure werden sämtliche Eisenionen in Fe^{2+}-Ionen überführt. Diese bilden in thioglycolatgepuffertem Medium mit Ferrospectral® [3-(2-Pyridyl)-5,6-bis(4-Phenylsulfonsäure)-1,2,4-triazin-Dinatriumsalz] einen rotvioletten Komplex, der im Schnelltestphotometer *WTW-MPM 3000* bei einer Wellenlänge von 565 nm gemessen wurde. Der Messbereich des Schnelltests liegt zwischen 0,05 und 4 mg l^{-1} Fe, der Verfahrensvariationskoeffizient beträgt ± 0,73 % (Verfahrensstandardabweichung ± 0,07 mg l^{-1} Fe).

2.2.6.9 Bestimmung der Sulfatkonzentration

Die Bestimmung der Sulfationen in Sickerwasserproben erfolgte im Anschluss an die Filtration durch einen Membranfilter (Porenweite 0,45 µm) mit dem Merck-Küvettentest *Spectroquant 1.14548*. Sulfationen bilden mit Barium in wässriger Lösung schwer lösliches Bariumsulfat. Die dadurch entstehende Trübung wurde im Schnelltestphotometer *WTW-MPM 3000* bei einer Wellenlänge von 520 nm gemessen. Der Messbereich des Schnelltests liegt zwischen 5 und 250 mg l^{-1} SO_4^{2-}, der Verfahrensvariationskoeffizient beträgt ± 2,3 % (Verfahrensstandardabweichung ± 2,1 mg l^{-1} SO_4^{2-}).

2.2.6.10 Calciumbestimmung mittels Atom-Absorptions-Spektrometrie

Für die Bestimmung der Calciumkonzentrationen wurden jeweils 10 ml der filtrierten Sickerwasserproben (Membranfilter, Porenweite 0,45 µm) mit Salpetersäure angesäuert, sodass das Medium der Proben analog zur Eichreihe eine Konzentration von 0,2 % HNO_3 enthält. Die Proben wurden mit den in Tab. 2.14 zusammengestellten Geräteparametern am Atom-Absorptions-Spektrometer *Perkin Elmer 2380* mit automatischem Probennehmer (Typ *AS3*) gemessen.

Tab. 2.14: Geräteparameter bei AAS-Messung am *Perkin Elmer 2380.*

Parameter	**Einstellungen**
Messprinzip	Absorption
Lampe/ Lampenstrom	Hohlkathodenlampe/15 mA
Wellenlänge	422,7 nm
Spaltbreite	0,7
Flamme	Luft-Acytelen (ca. 2.300 °C Betriebstemperatur)
Detektor	Photomultiplier
Kalibration	0,5-5 mg l^{-1}
Bestimmungsgrenze	0,1 mg l^{-1}

2.2.6.11 Bestimmung der Säurekapazität

Die Säurekapazität ($K_{S\,4,3}$) wurde an einzelnen Sickerwasserproben nach DIN 38409 H7 ermittelt. Dabei wurde die Probe mit einer Salzsäure (0,02 mol/l) bis zum Erreichen des pH-

Wertes 4,3 titriert. Aus dem verbrauchten Volumen der Salzsäure und der Konzentration konnte die Säurekapazität (mmol l^{-1}) berechnet werden. Nach DIN 38405-D8 ist die ermittelte Säurekapazität der Probe im pH-Bereich zwischen 4,5 und 8,3 der Karbonathärte (mmol l^{-1} HCO^{3-}) gleichzusetzen.

2.2.7 Datenauswertung

Abhängig von der Messmethode wurden in MS Excel die aufgenommenen Rohdaten zunächst in Tabellenblätter überführt, Umrechnungen, Driftkorrekturen und/oder Blindwertkorrekturen durchgeführt und Diagramme erstellt.

Für ausreichend große Stichprobenumfänge erfolgte anschließend eine explorative Datenanalyse mit dem Statistikprogramm SPSS 11 bzw. SPSS 12 (BÜHL & ZÖFEL 2005). Bei Nachweis einer Normalverteilung ($p > 0,05$) der Analysendaten einer Stichprobe (in der Regel einer Variante) mit Hilfe des *Shapiro-Wilk*-Tests (für geringe Stichprobenumfänge) wurde das 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwertes ermittelt. Anschließend wurde die Varianzhomogenität mit dem *Levene*-Test überprüft. Unter gegebener Voraussetzung wurde eine einfaktorielle *ANOVA* (Varianzanalyse) mit *Post-Hoc*-Test (*Scheffé, Games-Howell*) angeschlossen und die Mittelwerte unabhängiger Stichproben auf signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) überprüft. Lagen signifikante Abweichungen der Stichproben von der Normalverteilung ($p < 0,05$) vor, wurden die Mittelwerte unabhängiger Stichproben mit dem nicht-parametrischen H-Test (*Kruscal-Wallis*) und dem anschließenden U-Test nach *Mann-Whitney* verglichen.

Die Abhängigkeit verschiedener Parameter wurde durch den Maßkorrelationskoeffizienten nach *Pearson* (normal verteilte Variablen) bzw. *Spearman-Rho* (nicht normal verteilte Variablen) ermittelt. Das Maß der Korrelation kann wie folgt beschrieben werden: $r \leq 0,2$ sehr geringe Korrelation, $r \leq 0,5$ geringe Korrelation, $r \leq 0,7$ mittlere Korrelation, $r \leq 0,9$ hohe Korrelation; $r > 0,9$ sehr hohe Korrelation.

Neben Balken- und Liniendiagrammen wurde insbesondere für nicht normal verteilte Werte die Häufigkeitsverteilung mit Hilfe von Boxen und Fäden in so genannten Boxplots dargestellt. Jede Box ist gekennzeichnet durch den 25% (Q1)- und den 75% (Q3)- Quartilwert sowie den mit einem Querbalken markierten Medianwert (Q2). Alle Werte, die weniger als die 1,5-fache Interquartildistanz (Q3-Q1) von der Box entfernt liegen, werden auf den Fäden dargestellt. Die übrigen Werte werden als Ausreißerwerte (^{o}) oder Extremwerte (*) angezeigt.

3 Ergebnisse

3.1 Feldversuche auf dem TL Schäferhof-Süd

3.1.1 Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd

Das auf dem Standort TL Schäferhof-Süd ausgewählte Testfeld (vgl. Kap. 2.1.1) zeigte sowohl bei den im Juni 1999 durchgeführten Rammkernsondierungen im Bereich der Längsachse der ehemaligen Bodenplatte des Gebäudes 49, weiteren Sondierungen an den Eckpunkten des geplanten Testfeldes im März 2001 und den beiden umfangreichen Untersuchungskampagnen in den Jahren 2001 und 2004 (im Einzelnen siehe Kap. 3.1.1.2) vergleichbare Kontaminationsverteilungen (< 100 bis ca. 10.000 mg MKW/kg TS). Störende Begleitkontaminationen (EOX, Schwermetalle, Phenole, PAK, PCB) wurden nicht nachgewiesen.

Zur Durchführung von vergleichenden Untersuchungen wurde parallel zur Eingrenzung des Testfeldes im März 2001 ein gering belasteter Bereich (**Vergleichsareal kontaminiert**) identifiziert, der sich nördlich an das Testfeld anschließt (s. Abb. 2.1). Die MKW-Gehalte (ISO TR 11046) der ungesättigten Bodenzone lagen hier unter 1000 mg kg^{-1} TS. Nordwestlich des Testfeldes wurde ein unbelasteter Bereich (**Vergleichsareal unkontaminiert**) ausgewählt (s. Abb. 2.1), dessen MKW-Gehalte am Bohrpunkt bis zum Grundwasseranschnitt unterhalb von 100 mg kg^{-1} TS lagen.

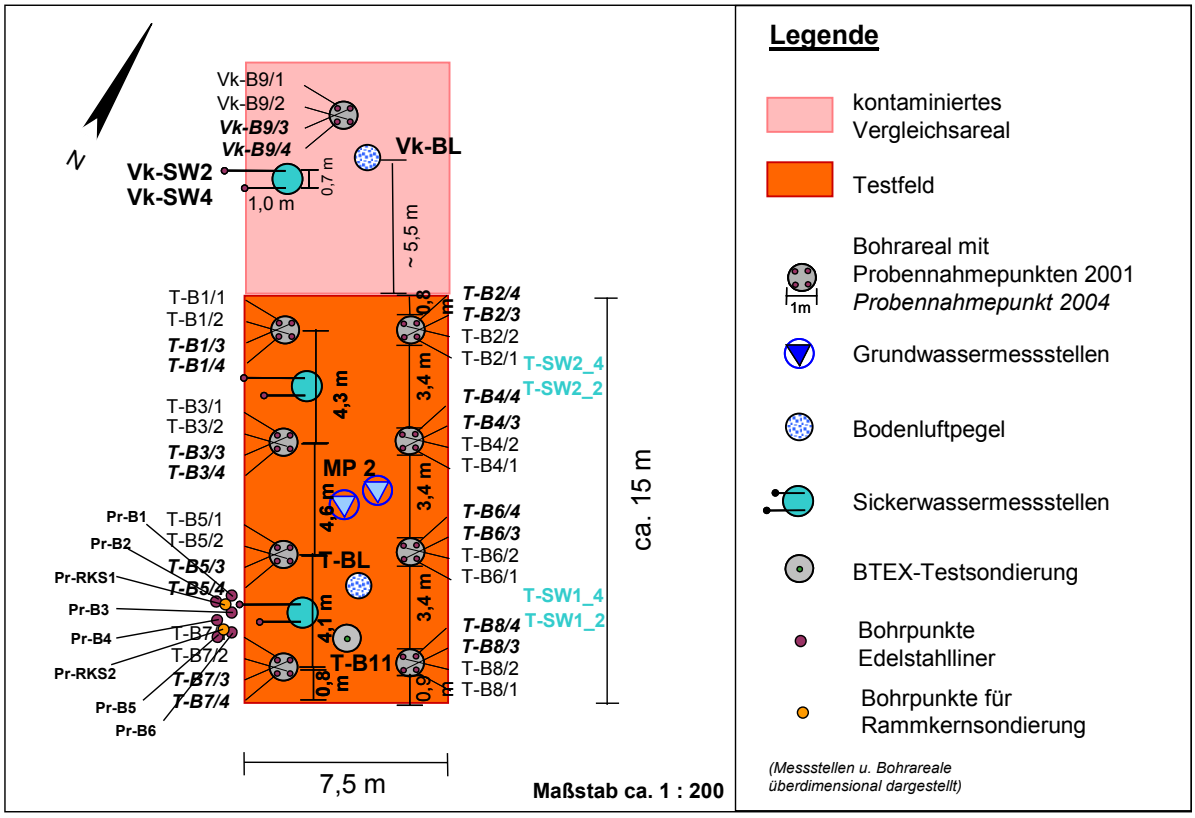


Abb. 3.1: Lageskizze der Bohrareale mit den Probennahmepunkten sowie der Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwassermessstellen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal.

Die Lage der Probennahmepunkte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal ist der Lageskizze (Abb. 3.1, Anhang 1.2) zu entnehmen. Die Bezeichnungen der Proben ergeben sich jeweils aus dem Ort der Probennahme (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal, Vuk = unkontaminiertes Vergleichsareal) sowie dem Bohrareal und dem Bohrpunkt (B1/1, B1/2 etc.). Die beschriebenen Analysenergebnisse beziehen sich im Folgenden, wenn nicht anders angegeben, auf die getrocknete Bodensubstanz (TS).

3.1.1.1 Bodenprofile

Im Testfeld und in den Vergleichsarealen lagen überwiegend Fein-, Mittel- und Grobsande in unterschiedlicher Verteilung und mit teilweise feinkiesigen Anteilen vor. Ab 6 m u. GOK (oberster Grundwasserleiter) nahmen mittelkiesige Anteile und Mittelkieslagen zu. Schichtweise traten höher schluffige Anteile in den Sanden auf, reine Schlufflagen dagegen waren nur wenige Zentimeter mächtig. Gelegentlich wurden Tonlinsen (5 cm Schichtdicke) angetroffen. Kleinräumige Variationen in der Korngrößenverteilung waren teilweise bereits zwischen den vier Bohrungen eines Bohrareals festzustellen. Die obersten Bodenschichten (max. 0,3-1,0 m Tiefe) enthielten humose Beimengungen. Der Auffüllungskörper über den quartären Sanden erreichte im Testfeld und im nördlich angrenzenden Vergleichsareal eine Mächtigkeit von 0,3 m bis 1,20 m. Im unkontaminierten Vergleichsareal war aufgrund von Bauschuttresten bis in eine Tiefe von 2-4 m von aufgefülltem Bodenmaterial auszugehen.

Die bei der Aufnahme der Schichtenverzeichnisse durch Fingerprobe ermittelten Bodenarten wurden durch die Ergebnisse der Korngrößenanalysen nach DIN 18123 bestätigt. Nach bodenmechanischen Laboruntersuchungen an den Bohrpunkten T-B7/1, Vk-B9/2 und Vuk-B10/2 handelte es sich bei den Proben kornanalytisch um Fein- bis Grobsande (Ø 0,06-2 mm). Im Testfeld lagen die Schlämmkornanteile (Ø < 0,06 mm) kleiner 1 Gew. %., in den Vergleichsarealen kleiner 4 Gew. %. Eine Ausnahme bildete lediglich der oberste Bohrmeter im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal (8 Gew. %). Der anhand der Körnungslinie abgeschätzte Durchlässigkeitsbeiwert lag mit wenigen Ausnahmen in der Größenordnung von ~10^{-4} m s^{-1}. Im obersten Bohrmeter des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals wurden k_f-Werte von 1-5*10^{-5} m s^{-1} errechnet, wobei dieser Wert bei der Abschätzung nach *Hazen* (vgl. SCHULTZE & MUHS 1967) aufgrund des Schlämmkornanteils in diesen Proben deutlich niedriger ausfallen kann. Im Testfeld wurde für die Probe aus 4-5 m Tiefe ein Durchlässigkeitsbeiwert von 1*10^{-3} m s^{-1} bestimmt. Dieser Wert korrespondiert mit den in dieser Profiltiefe erhöhten Grobsand- und Feinkiesanteilen.

Der Porenanteil in den Proben des Testfeldes variierte zwischen 27 Vol. % im obersten Bohrmeter und 33 Vol. % in 4-5 m Tiefe. Der unterste Bohrmeter konnte wegen erheblicher Schadstoffverunreinigung nicht untersucht werden. Im kontaminierten Vergleichsareal wurden vergleichbare Porenanteile (28-33 Vol. %) bestimmt. Im unkontaminierten Vergleichsareal lag der Porenanteil mit 29-39 Vol. % deutlich darüber. Durch Stauchungseffekte bei der Probennahme ist nicht auszuschließen, dass das Porenvolumen gegenüber dem ursprünglichen Bodenkörper geringfügig reduziert ist.

Aufgrund des langjährigen Grundwasser-Monitorings am TL Schäferhof-Süd durch die Bundeswehr und des vierteljährlichen Monitorings während der Projektlaufzeit ist bekannt, dass der Grundwasserspiegel in der Regel zwischen 4 und 6 m u. GOK schwankt. Um unabhängig vom Grundwasserstand eine einheitliche Bezeichnung zu verwenden, wird die Bodenzone in 4 bis 6 m Tiefe aufgrund des Einflusses des kapillaren Aufstiegs von Grundwasser im Folgenden durchgehend als Kapillarsaum bezeichnet, obwohl dieser Bereich zeitweise

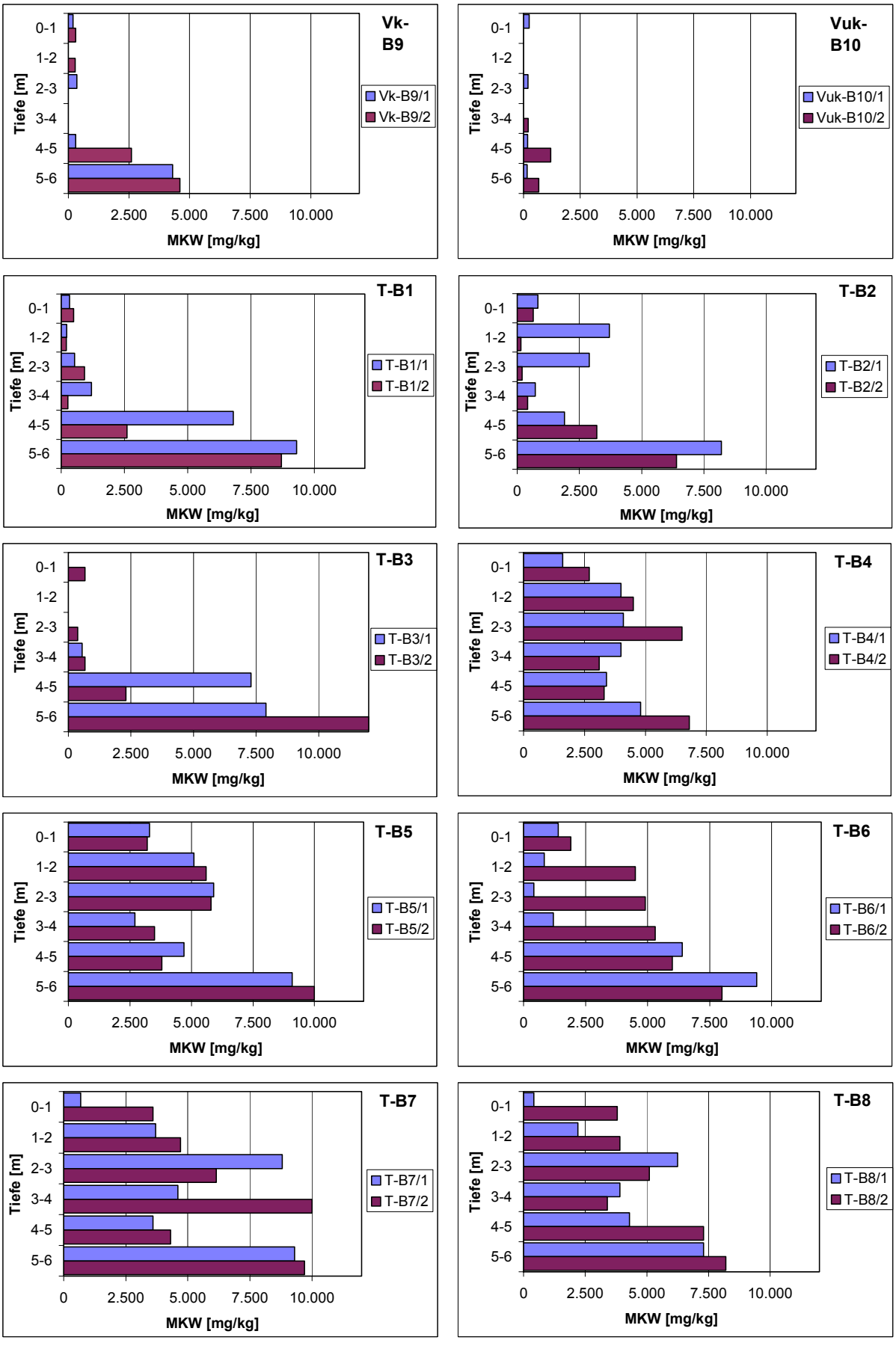
wassergesättigt oder zeitweise wasserungesättigt war. In diesem Zusammenhang schlagen BERKOWITZ et al. (2004) vor, den Begriff Kapillarsaum (capillar fringe) durch zeitweise gesättigten Saum (partially saturated fringe) zu ersetzten, um dem Fließ- und Transportverhalten in der Nähe des Grundwasserspiegels gerecht zu werden. Der für Sandböden angenommene kapillare Aufstieg wird mit ca. 30 cm angegeben (BOULDING & GINN 2004).

3.1.1.2 Schadstoffverteilung

Die Ergebnisse der Schadstoffanalytik im Testfeld und in den Vergleichsarealen wurden für die Start- und die Abschlussbeprobung in der tabellarischen und grafischen Übersicht (Anhang 2.1 und 2.2) zusammengefasst. Im Bereich des Testfeldes lag horizontal und vertikal eine inhomogene Schadstoffverteilung im Boden vor, die exemplarisch anhand der **MKW-Gehalte** bei der Startbeprobung in Abb. 3.2 dargestellt ist.

Die nördlicher gelegenen Bohrareale B1, B2 und B3 wiesen in der ungesättigten Bodenzone (0-4 m u. GOK) insgesamt geringere Schadstoffgehalte auf als die weiter südlich liegenden Bohrareale. Bei der Start- und bei der Abschlussbeprobung wurden in der ungesättigten Bodenzone des Testfeldes MKW-Gehalte zwischen kleiner 100 mg kg^{-1} und maximal 10.000 mg kg^{-1} analysiert. Im Allgemeinen war eine Konzentrationszunahme mit der Tiefe festzustellen, die insbesondere im Bereich des Kapillarsaumes bzw. der wassergesättigten Bodenzone sprunghaft zunahm (Gehalte bis 14.000 mg kg^{-1}). Das kontaminierte Vergleichsareal wies bei der Startbeprobung MKW-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone von < 100 bis 380 mg kg^{-1} auf und ebenfalls einen Anstieg der MKW-Gehalte im Kapillarsaum auf maximal 4.600 mg kg^{-1}. Bei der Abschlussbeprobung konnten im kontaminierten Vergleichsareal in der ungesättigten Bodenzone keine MKW mehr nachgewiesen werden, im Kapillarsaum hingegen 3.000 bis 8.300 mg kg^{-1}. Im unkontaminierten Vergleichsareal wurden in der ungesättigte Bodenzone max. 250 mg kg^{-1} MKW sowie im Kapillarsaum zwischen 150 und 1.200 mg kg^{-1} MKW gemessen.

Bei den leichtflüchtigen Verbindungen lagen 2001 im Testfeld die **BTEX-Gehalte** in der ungesättigten Bodenzone bei kleiner 100 µg kg^{-1} bis maximal 41.000 µg kg^{-1} und die **Alkylbenzolgehalte** bei maximal 76.000 µg kg^{-1}. Die Gehalte zum Zeitpunkt der Abschlussbeprobung 2004 erreichten noch maximal 14.000 µg kg^{-1} BTEX und 53.000 µg kg^{-1} Alkylbenzole, in vielen Proben konnten jedoch keine leichtflüchtigen Schadstoffe mehr nachgewiesen werden (s. Anhang 2.2). Im Kapillarsaum waren bei der Start- bzw. der Abschlussbeprobung bis zu 380.000 bzw. 450.000 µg kg^{-1} BTEX und 270.000 bzw. 200.000 µg kg^{-1} Alkylbenzole zu verzeichnen. In den beiden Vergleichsarealen wurden ausschließlich in der gesättigten Bodenzone BTEX- und Alkylbenzolkontaminationen (bis 52.000 bzw. 65.000 µg kg^{-1}) festgestellt. Metabolite wie die Benzoesäure (Teilabbauprodukt des Toluols) wurden weder im Testfeld (B7) noch im kontaminierten Vergleichsareal (B9) nachgewiesen.



(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.2: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal, Vuk = unkont. Vergleichsareal).

In der vertikalen Verteilung zeigt sich in allen Bohrarealen ein deutlicher Anstieg der Schadstoffgehalte im Kapillarsaum bzw. der gesättigten Bodenzone (4-6 m u. GOK). Zusätzliche Probennahmen bestätigten die Hypothese, dass es in den Bodenzonen unterhalb von 6 m u. GOK wieder zu einer Verringerung der Kontaminationen kommt (Abb. 3.3). Der Grundwasserstand zum Zeitpunkt der Start- und der Abschlussbeprobung betrug ca. 5 m u. GOK.

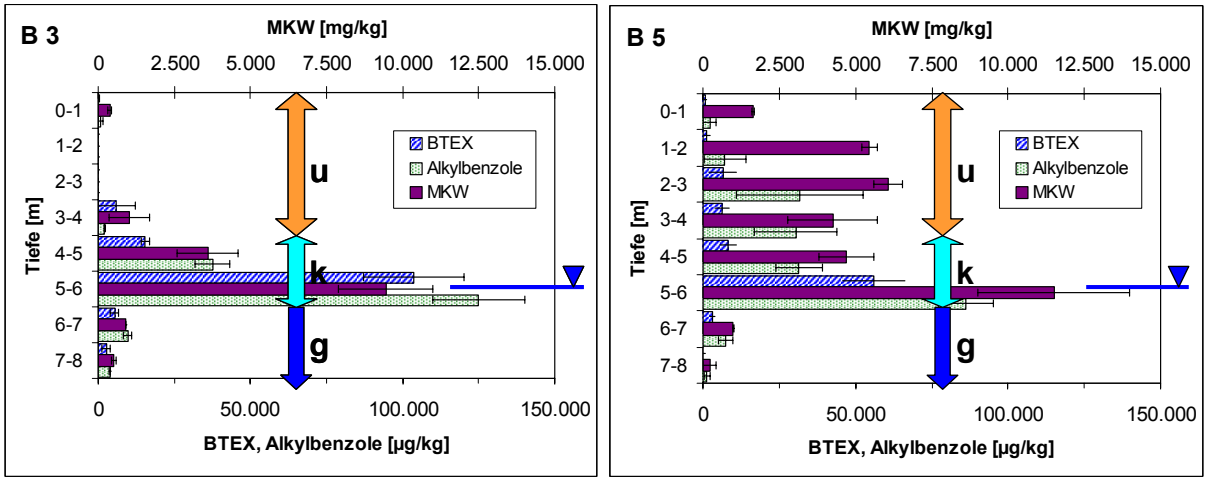


Abb. 3.3: MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte der Bohrareale B3 und B5 bei der Abschlussbeprobung in der ungesättigten Bodenzone (u: 0-4 m), dem Kapillarsaum (k: 4-6 m) und der gesättigten Bodenzone (g: 6-8 m). Im Bereich des Kapillarsaums kommt es zu einem deutlichen Anstieg der Schadstoffgehalte.

Innerhalb der jeweiligen Bohrareale variierten die MKW-Gehalte der beiden Proben aus der gleichen Profiltiefe in unterschiedlich starkem Ausmaß. Bei der Startbeprobung zeigte sich eine sehr gute Übereinstimmung der Schadstoffgehalte innerhalb des Bohrareals B5 (Standardabweichungen vom Medianwert über alle Tiefen <18 %), wohingegen zum Beispiel die Bohrareale B2 und B6 extreme Schwankungsbreiten mit rein rechnerischen Standardabweichungen von über 100 % aufwiesen. Bei der Abschlussbeprobung wichen die MKW-Gehalte in B 1 (bis zu 80 %), B 2 (über 100 %), B 3 (bis zu 92 %), B6 (bis zu 85 %) und B 7 (bis zu 98 %) am stärksten vom Medianwert der beiden Bohrungen ab. In den Bohrarealen B 4 (bis zu 30 %), B5 und B8 (jeweils bis zu 50 %) waren die MKW-Kontaminationen etwas homogener verteilt. Für die leichtflüchtigen Verbindungen konnte innerhalb der Bohrareale eine ähnlich inhomogene Verteilung festgestellt werden. Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze, die von statistischen Programmen bei der Medianberechnung gleich 0 gesetzt werden, wurden nicht berücksichtigt.

Aus der beschriebenen inhomogenen Schadstoffverteilung ergibt sich für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse die Problematik, eine Abnahme der Schadstoffgehalte von möglichen Schwankungen der Messwerte innerhalb eines Bohrareals zu unterscheiden (s. Kap. 3.1.1.4).

3.1.1.3 Qualitätssicherung bei der Schadstoffanalytik in Intervallproben

Zur **internen Qualitätskontrolle** wurde bei der MKW-Analytik und bei der BTEX-Analytik eine Doppelbestimmung pro Bohrpunkt durchgeführt. Die Standardabweichungen der Proben (Intervallproben, s. Kap. 5.1.2) vom Mittelwert lagen für MKW < 10 %, für BTEX und Alkylbenzole < 25 %, vielfach sogar deutlich darunter (< 5 %). Ausgehend von diesen Stich-

proben kann angenommen werden, dass die Intervallproben für die Analytik ausreichend homogenisiert wurden. Für die **externe Qualitätskontrolle** wurden bei der Startbeprobung zusätzlich Analysen der MKW-Gehalte (DIN ISO 16703) und der BTEX-Gehalte (DIN 38407-F9) von einer Probe pro Bohrareal in einem unabhängigen Labor durchgeführt. Die zum Teil deutlichen Abweichungen der Ergebnisse zwischen Untersuchungs- und Vergleichslabor bestätigten die Erfahrungen aus einem früheren Ringversuch mit MKW-kontaminierten Böden (BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG 2001b). Vergleichsanalysen, die im UFT mit einem nicht normiertem MKW-Messverfahren (s. Kap. 2.2.5.1) durchgeführt wurden, wichen hingegen lediglich um maximal 16 % von den im Untersuchungslabor ermittelten Werten ab und liegen damit im tolerablen Bereich.

Zur Überprüfung der **Datenqualität bei der Bestimmung leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe** (BTEX, Alkylbenzole) wurden Intervallproben und Einzelproben von Bohrkernen aus der ungesättigten und der gesättigten Bodenzone untersucht (s. Kap. 2.1.3.3). Die Analysenergebnisse sind in Anhang 2.3 tabellarisch und grafisch dargestellt. Es konnte gezeigt werden, dass bei Schlauchkernbohrungen die Entnahme von Intervallproben zu repräsentativen Ergebnissen der Gehalte leichtflüchtiger Verbindungen über die gesamte Länge eines Bohrkerns (in der Regel 1 m) führt. Bei den Einzelproben variierten die Schadstoffgehalte selbst bei engmaschigen Beprobungsabschnitten von 10 cm Länge in extremem Maße. Im Mittel ergaben sich für die Einzelproben gegenüber der Intervallbeprobung Minderbefunde bis zu 17 % in der ungesättigten Bodenzone und bis zu 50 % in der gesättigten Bodenzone. Die Standardabweichungen vom Mittelwert betrugen bei den Intervallproben 6-17 % in der ungesättigten Bodenzone und bis zu 25 % in der gesättigten Bodenzone und waren damit deutlich geringer als die bei den Einzelproben ermittelten Standardabweichungen (ca. 50 % in der ungesättigten Bodenzone, über 100 % in der gesättigten Bodenzone).

Die Ergebnisse machen deutlich, dass die Intervallbeprobung gegenüber der Einzelbeprobung von Bohrkernen deutliche Vorteile hinsichtlich der Datenqualität aufweist. Insbesondere dann, wenn es aufgrund einer limitierter Probenanzahl zur Entnahme von Einzelproben in größeren Abständen kommt, sind diese Daten nur bedingt aussagekräftig für das Bohrprofil. Wichtige Voraussetzungen bei der Entnahme von Intervallproben sind allerdings die unverzügliche Homogenisierung der Proben nach dem Öffnen der Liner sowie die unmittelbare Probennahme.

3.1.1.4 Schadstoffabbau

Um den Schadstoffabbau während der Projektlaufzeit zu ermitteln, wurden die Daten aus der Abschlussbeprobung im Jahr 2004 mit den bei der Startbeprobung im Jahr 2001 ermittelten Daten verglichen. Hierzu wurden für die einzelnen Bohrareale die Mittel- und Medianwerte der Schadstoffgehalte gebildet (Anhang 2.4). Bei der statistischen Auswertung der Schadstoffgehalte zeigte sich, dass die Profilbereiche der ungesättigten Bodenzone bis 4 m u. GOK (u) und der darunter liegende Kapillarsaum (k) getrennt zu betrachten sind. Bei einer weiteren meterweisen Differenzierung innerhalb des Bohrprofils ergäbe sich das Problem, dass damit nur jeweils zwei Werte pro Bohrmeter und Beprobung in die Auswertung einfließen würden. Um die Schadstoffabnahme zwischen den Bohrarealen vergleichen zu können, wurde der prozentuale Anteil bezogen auf den Ausgangswert 2001 berechnet (Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Prozentualer Anteil der Mittel- und Medianwerte des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung 2004 gegenüber den Werten der Startbeprobung 2001. Schadstoffgehalte, die bei der Abschlussbeprobung unter 80 % der jeweiligen Anfangsgehalte lagen, sind grau unterlegt. Werte über 100 % zeigen, dass bei der Abschlussbeprobung höhere Gehalte gemessen wurden als bei der Startbeprobung.

		Mittelwerte			Medianwerte		
Bohrareal	Bodenzone	BTEX	Alkyl-benzole	MKW	BTEX	Alkyl-benzole	MKW
B1	0-4 m (u)	9,9	15,7	96,0	18,9	17,4	96,3
	4-6 m (k)	79,5	75,0	66,1	45,9	66,7	42,6
B2	0-4 m (u)	1023,3	886,1	116,0	1023,3	1029,9	69,3
	4-6 m (k)	109,7	129,2	82,2	118,6	137,0	72,9
B3	0-4 m (u)	380,4	27,5	125,2	297,6	20,7	66,9
	4-6 m (k)	65,2	71,3	88,5	56,2	63,8	82,2
B4	0-4 m (u)	34,5	62,0	89,2	36,1	62,0	86,9
	4-6 m (k)	87,0	91,5	135,0	97,4	111,4	141,5
B5	0-4 m (u)	23,6	40,4	99,3	14,3	26,9	125,6
	4-6 m (k)	49,2	58,8	117,4	43,2	56,6	105,8
B6	0-4 m (u)	58,4	114,3	104,3	133,2	192,5	163,6
	4-6 m (k)	92,7	104,6	100,3	76,5	89,3	87,5
B7	0-4 m (u)	29,9	56,6	87,9	50,6	73,1	80,6
	4-6 m (k)	46,9	52,9	121,9	46,1	48,5	139,0
B8	0-4 m (u)	132,2	182,1	84,4	178,2	220,4	68,3
	4-6 m (k)	88,4	88,7	140,6	92,1	84,5	125,3
B9	0-4 m (u)			100,0			100,0
	4-6 m (k)	148,7	147,2	158,5	126,3	118,2	107,2
Insgesamt	0-4 m (u)	83,1	82,2	102,3	82,1	86,3	85,2
	4-6 m (k)	80,3	83,4	108,7	83,2	86,9	95,3

Bohrareale B2 und B3: Die extrem hohen Werte von z.T. über *1.000 %* bei den BTEX- und Alkylbenzolgehalten ergeben sich aus der Problematik, dass bei der Startbeprobung die Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 100 µg kg^{-1} lagen.

Das arithmetische Mittel errechnet sich aus der Summe aller Messwerte geteilt durch ihre Anzahl, während beim Median jeweils 50 % der Messwerte oberhalb und 50 % der Messwerte unterhalb des Wertes liegen (KÖHLER et al. 2002). Bei stark variierenden Schadstoffgehalten innerhalb der Bohrareale bieten beide Methoden Vor- und Nachteile. So können zum Beispiel einzelne besonders hohe Schadstoffgehalte den Mittelwert nach oben drücken, während sie beim Medianwert nicht so stark ins Gewicht fallen. In diesem Fall würde nach dem Mittelwert ein Bohrareal als insgesamt höher kontaminiert eingeschätzt werden als es in Wirklichkeit ist. Andererseits könnte im gleichen Beispiel der deutlich niedrigere Medianwert darüber hinwegtäuschen, dass einzelne hoch kontaminierte Bereiche in einem Bohrareal vorliegen.

In der tabellarischen Darstellung (Tab. 3.1) ist in der ungesättigten Bodenzone insbesondere in den Bohrarealen B1, B4, B5 und B7 eine Abnahme der mittleren und der medianen BTEX-Gehalte sowie in den Bohrarealen B1, B3, B4, B5 und B7 eine Abnahme der mittleren und der medianen Alkylbenzolgehalte zu erkennen. Bei den MKW-Gehalten liegen die Median- und Mittelwerte der Abschlussbeprobung nur vereinzelt unter denen der Anfangsbeprobung. Die in der Tabelle aufgeführten Mittel- und Medianwerte über 100 % (Extrembeispiel Bohrareal B2) legen nahe, dass durch Inhomogenitäten innerhalb der Bohrareale die Schwan-

kungsbreite der einzelnen Werte so hoch ist, dass sie einen potenziellen Schadstoffabbau überdeckt.

Eine Abnahme der Schadstoffgehalte innerhalb eines Bohrareals ist statistisch also nur dann eindeutig nachzuweisen, wenn sich die Schadstoffminderung von möglichen Schwankungen der Messwerte aufgrund einer inhomogenen Schadstoffverteilung unterscheidet (MEYERDIERKS et al. 2000). Eine signifikante Konzentrationsabnahme ist zum Beispiel gegeben, wenn die Werte der Abschlussbeprobung außerhalb eines festgelegten Konfidenzintervalls der Werte der Anfangsbeprobung liegen (vgl. Abb. 3.4). Das Konfidenzintervall entspricht dabei einem Vertrauensbereich, der mit vorgegebener Sicherheitswahrscheinlichkeit (i. A. 90-95 %) den wahren Wert enthält (KÖHLER et al. 2002). Die Voraussetzung für die Bildung von Konfidenzintervallen ist eine Normalverteilung der Werte (vgl. SOKAL & ROHLF 2003), die in den beprobten Bohrarealen nur zum Teil gegeben war.

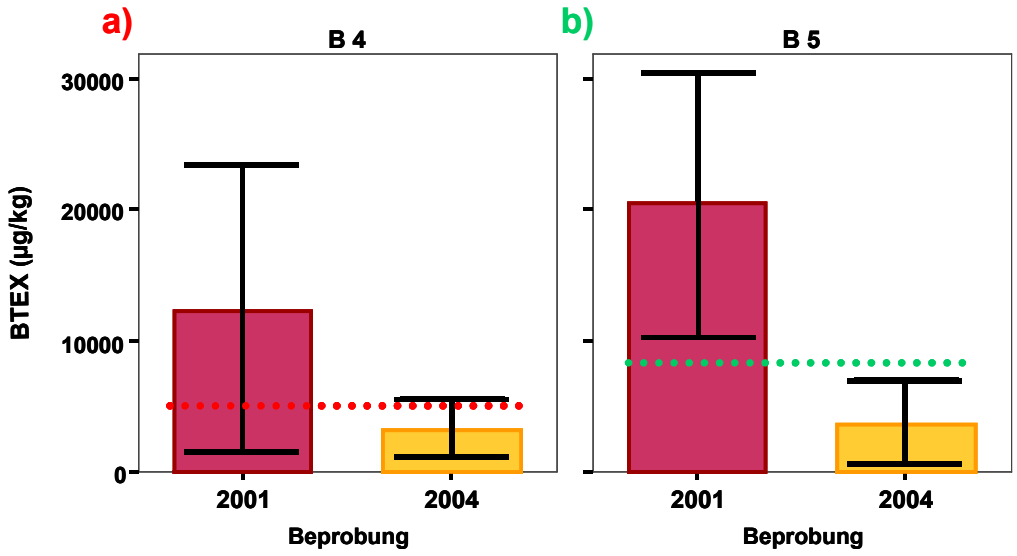


Abb. 3.4: Ermittlung der Schadstoffminderung mit Hilfe der 95 %-Konfidenzintervalle der BTEX-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone: a) keine signifikante Konzentrationsabnahme aufgrund sich überschneidender Konfidenzintervalle, b) signifikante Konzentrationsabnahme (nach MEYERDIERKS et al. 2000).

Als Fallbeispiel für die Auswertung wurden die BTEX-Gehalte herangezogen (vgl. Abb. 3.4). In Bohrareal B4 ist zwar anhand der Balkenhöhe eine Schadstoffminderung abzulesen, aufgrund der hohen Streuung der Werte im Jahr 2001 überschneiden sich aber die Konfidenzintervalle. In Bohrareal B5 hingegen liegen keine Überschneidungen und damit eine eindeutige Schadstoffabnahme vor. Bei den MKW- und Alkylbenzolgehalten überlappen sich in den ausgewerteten Bohrarealen B4, B5, B6 und B7 die Konfidenzintervalle der Beprobungen von 2001 und 2004. Damit kann nach dieser Auswertungsmethode aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung keine eindeutige Schadstoffminderung während des Untersuchungszeitraumes belegt werden.

Um die Lage und Streuung der Messwerte innerhalb der Bohrareale genauer betrachten zu können, wurden die Daten zusätzlich in Box-Whisker-Plots dargestellt. Auch bei dieser Darstellung (s. Abb. 3.5 und Anhang 2.5) zeigt sich das Problem, dass zwar eine unterschiedliche Lage der Boxen in Abhängigkeit vom Probennahmezeitpunkt zu erkennen ist, aber gleichzeitig die starke Streuung keine eindeutige Aussage über das Ausmaß der Schadstoffminderung erlaubt.

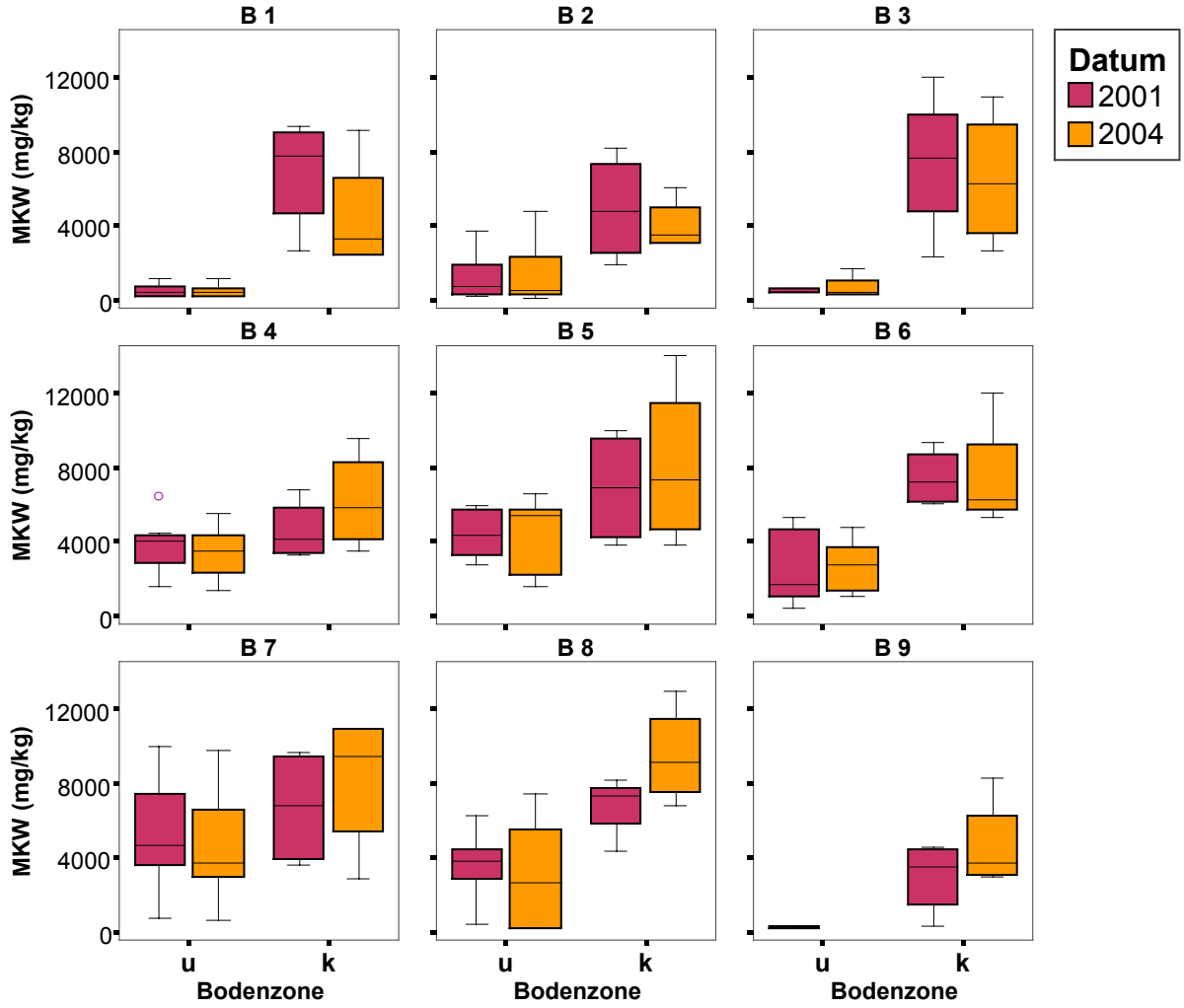


Abb. 3.5: Boxplot-Diagramme der MKW-Gehalte in der ungesättigen Bodenzone (u) und der Kapillarzone (k) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9).

Abschließend sollen potenzielle Prozesse der Schadstoffverlagerung und der Volatilisierung leichtflüchtiger Verbindungen anhand der Schadstoffprofile bei den Probennahmen in 2001 und 2004 betrachtet werden (Abb. 3.6). Für BTEX und die Alkylbenzole zeigt sich in allen Bohrarealen eine Schadstoffabnahme insbesondere in den oberen zwei Metern der ungesättigten Bodenzone, die wahrscheinlich sowohl auf mikrobielle Abbauprozesse als auch auf die Volatilisierung sehr leichtflüchtiger Verbindungen in die Atmosphäre und die Auswaschung leicht löslicher Bestandteile in tiefere Bodenschichten zurückgeführt werden kann.

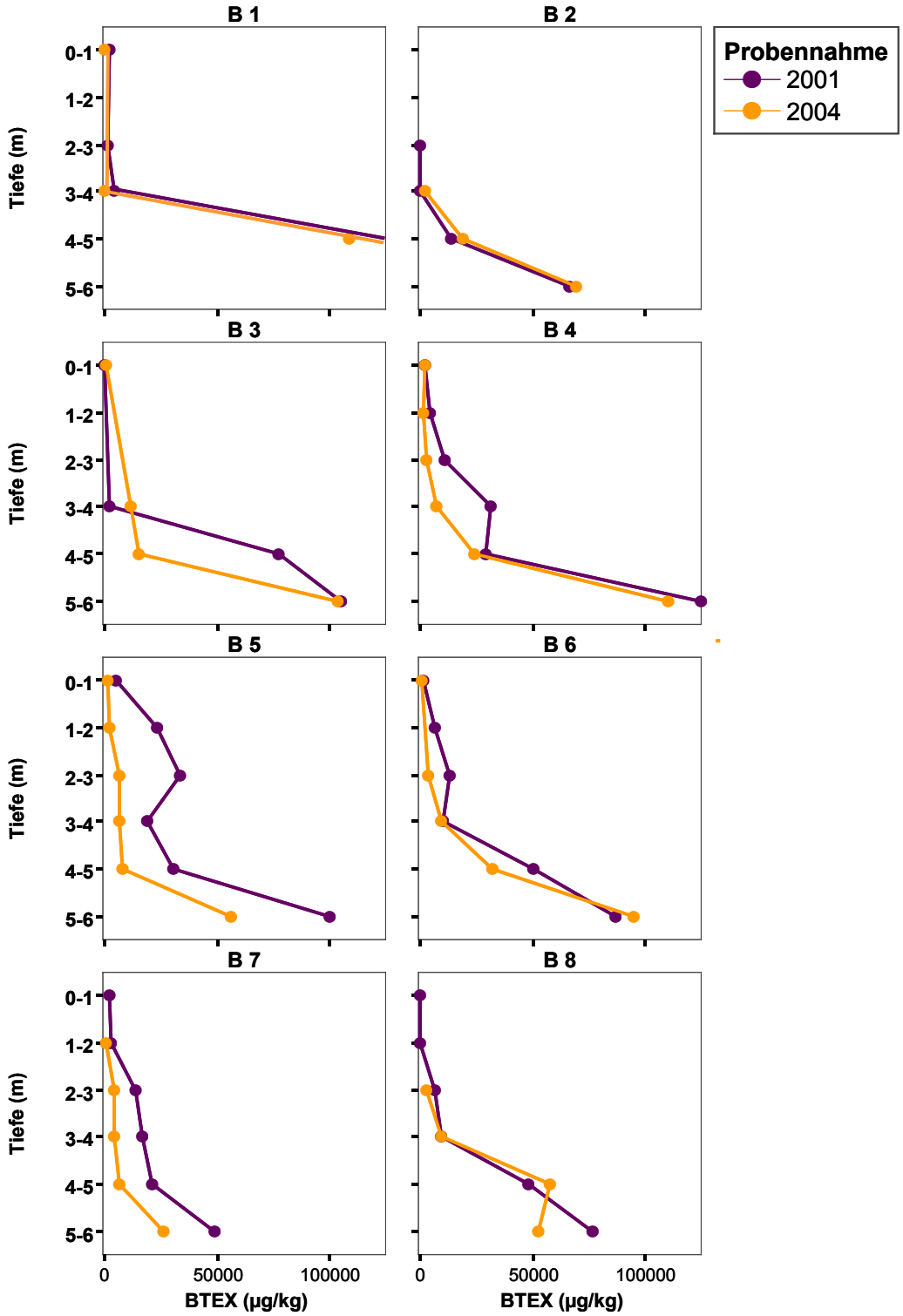


Abb. 3.6: **Tiefenprofile der BTEX-Gehalte (Mittelwerte der Bodenproben pro Bohrmeter) in den Bohrarealen des Testfeldes (B1-B8) bei der Startbeprobung 2001 und bei der Abschlussbeprobung 2004.** Insbesondere in den obersten zwei Metern der Profile sind die Gehalte während der Projektlaufzeit stark zurückgegangen.

Die verschiedenen Auswertungsmethoden haben aufgezeigt, dass es innerhalb von drei Jahren insbesondere bei den leichtflüchtigen Schadstoffen partiell zu einer Schadstoffabnahme gekommen ist. Eine statistisch gesicherte Quantifizierung kann aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung aber nicht vorgenommen werden.

Zur Beurteilung des Schadstoffabbaus werden häufig theoretische Reaktionskinetiken 0. Ordnung bzw. 1. Ordnung (HÖPER & WILKE 2004) berechnet. Die Abbaurate 0. Ordnung nimmt einen über die Zeit konstanten, linearen Schadstoffabbau an. Bei Reaktionskinetiken 1. Ordnung wird der Abbau neben dem Faktor Zeit von dem verbleibenden Substratgehalt bestimmt.

0. Ordnung: $C_t = C_0 - b * t$

1. Ordnung: $C_t = C_0 * e^{-k * t}$

C_t = Gehalt zum Zeitpunkt t (µg kg^{-1})
C_0 = Anfangsgehalt zum Zeitpunkt t (µg kg^{-1})
t = Zeit seit Versuchsbeginn (Tage)
b = Abbaurate 0. Ordnung (µg kg^{-1} d^{-1})
k = Abbaukonstante 1. Ordnung (d^{-1})

Für die Bohrareale, in denen die Medianwerte und die Mittelwerte der Abschlussbeprobung unter denen der Anfangsbeprobung lagen, wurden die beiden Reaktionskinetiken für BTEX, Alkylbenzole und MKW berechnet (Tab. 3.2). Berechnete Abbaukinetiken können allerdings stark von den "realen" Abbauraten abweichen und spiegeln nicht zwangsläufig den biologischen Abbauprozess im Boden.

Tab. 3.2: Abbauraten 0. Ordnung und maximale Abbaukonstanten 1. Ordnung für BTEX, Alkylbenzole und MKW im Testfeld. Berechnung auf Grundlage der Medianwerte und einer Zeitspanne von 1040 Tagen.

	Bodenzone (u. GOK)	Bohrareale	Abbauraten 0. Ordnung	Max. Abbaukonstanten 1. Ordnung (d^{-1})
BTEX	0-4 m	B1, B4, B5, B6, B7	1-17 µg kg^{-1} d^{-1}	$2*10^{-4}$
	5-6 m	B1, B3, B4, B5, B6, B7, B8	2-160 µg kg^{-1} d^{-1}	$8*10^{-4}$
Alkylbenzole	0-4 m	B1, B3, B4, B5, B7	5-33 µg kg^{-1} d^{-1}	$6*10^{-4}$
	5-6 m	B1, B3, B5, B6, B7, B8	9-67 µg kg^{-1} d^{-1}	$17*10^{-4}$
MKW	0-4 m	B1, B 2, B3, B4, B7, B8	0,01-1,2 mg kg^{-1} d^{-1}	$4*10^{-4}$
	5-6 m	B3, B6	0,9-1,3 mg kg^{-1} d^{-1}	$3*10^{-4}$

3.1.1.5 MKW-Screening

An einem Bohrpunkt im Testfeld (T-B7) und an einem Bohrpunkt im kontaminierten Vergleichsareal (Vk-B9) wurde zusätzlich zum MKW-Summenparameter in jedem Bohrmeter eine Identifizierung der einzelnen Kohlenwasserstoffverbindungen durchgeführt.

Zum Zeitpunkt der Startbeprobung 2001 lagen in der ungesättigten Bodenzone des Testfeldes n-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis maximal C_{18} (0-1 m), C_{26} (1-3 m) oder C_{19} (3-4 m) sowie iso-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) vor. Die angegebene Zahl der C-Atome der iso-Alkane beschreibt die längste zusammenhängende Kohlenstoffkette im Molekül. Bei der Abschlussbeprobung 2004 konn-

ten im gleichen Bohrareal in 0-1 m Tiefe keine signifikanten MKW-Gehalte, in 1-3 m Tiefe n-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis C_{26} sowie die genannten iso-Alkane (vgl. Abb. 3.7) und in 3-4 m Tiefe lediglich iso-Alkane detektiert werden. In den Bodenproben des Kapillarsaums bzw. der gesättigten Bodenzone (4-6 m) wurden zu beiden Beprobungsterminen keine n-Alkane, sondern lediglich iso-Alkane mit einer Kettenlänge von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) sowie Benzol- und Naphtalinderivate identifiziert (vgl. Abb. 3.8). Darüber hinaus konnten in den Proben aus 3-6 m u. GOK neben diversen mono-, di- und trimethylierten Naphtalinen auch Benzolderivate sowie bei der Startbeprobung vereinzelt Ölsäureamide nachgewiesen werden.

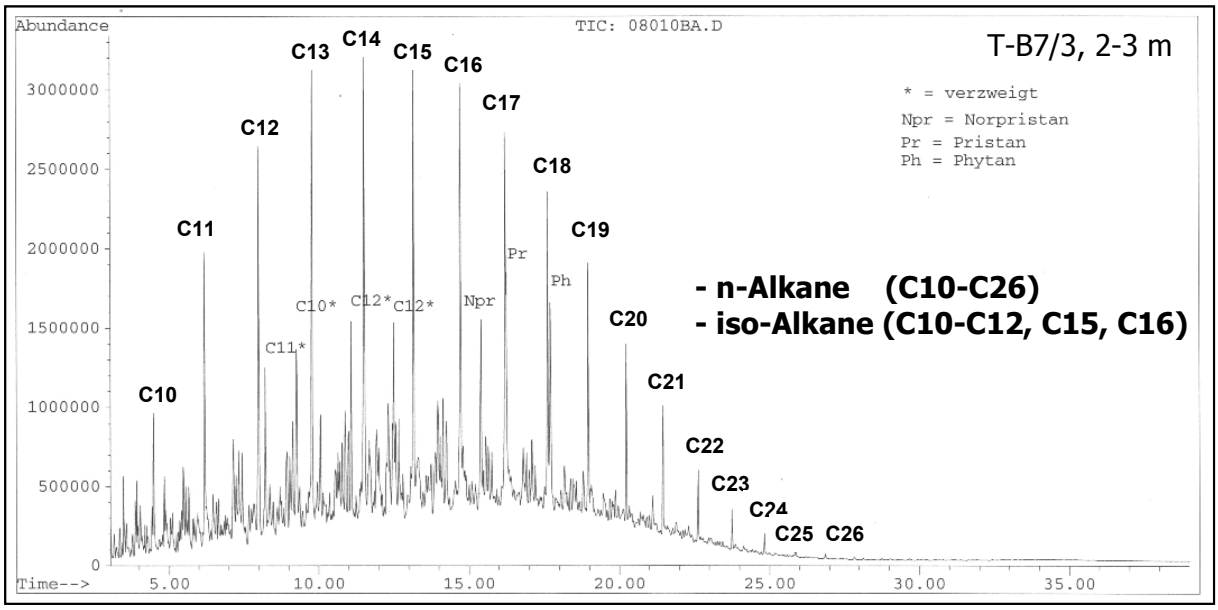


Abb. 3.7: GC/MS-Chromatogramm einer Bodenprobe aus 2-3 m Bodentiefe (Testfeld, 2004). Das MKW-Spektrum weist n-Alkane und iso-Alkane verschiedener Kettenlängen auf.

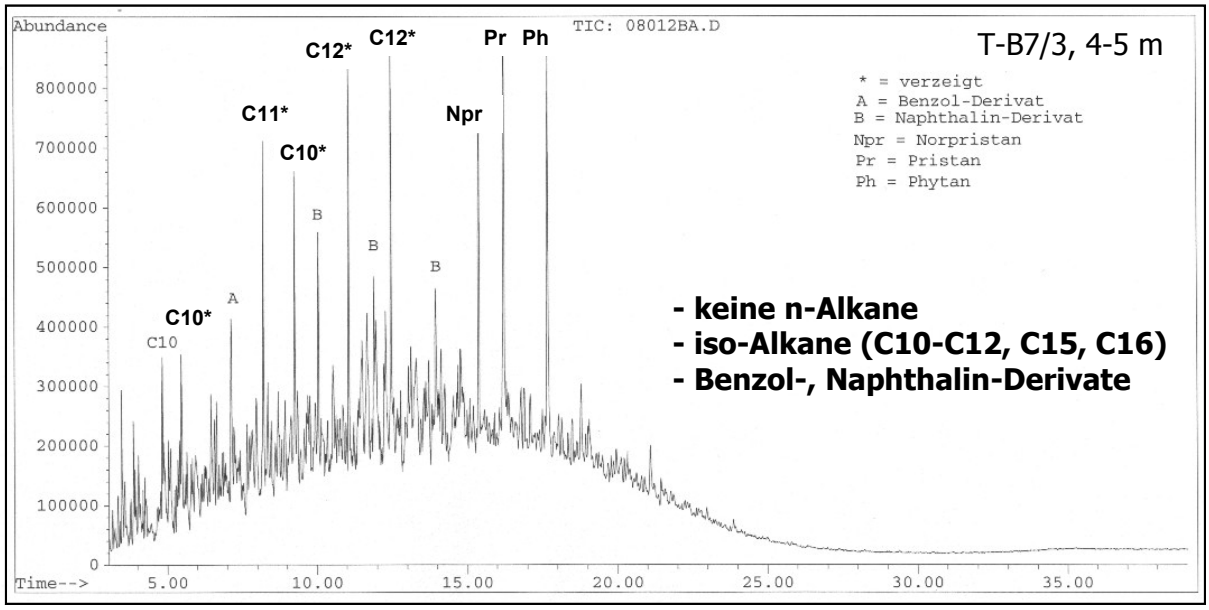


Abb. 3.8: GC/MS-Chromatogramm einer Bodenprobe aus 4-6 m Bodentiefe (Testfeld, 2004). Das MKW-Spektrum weist ausschließlich iso-Alkane verschiedener Kettenlängen auf.

Im kontaminierten Vergleichsareal konnte bei der Startbeprobung in 0-2 m, 3-4 m und 4-5 m u. GOK lediglich ein C_{12}-Alkan identifiziert werden. In 2-3 m u. GOK waren n-Alkane mit Kettenlängen von C_{12} bis C_{13} sowie iso-Alkane von C_{10} bis C_{12} und C_{15} (Pristan) vorhanden. In 5-6 m u. GOK lagen n-Alkane mit C_{10} bis C_{25} sowie iso-Alkane von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) vor. In allen Proben trat Ölsäureamid sowie in den Proben der gesättigten Bodenzone elementarer Schwefel (natürlicher Mineralölbestandteil) auf. Bei der Abschlussbeprobung fehlten bis in 4 m Bodentiefe jegliche Kohlenwasserstoffkontaminationen. Im Kapillarsaum hingegen wurden ebenfalls iso-Alkane von C_{10} bis C_{12}, C_{15} und C_{16} detektiert.

Das Spektrum der im Testfeld nachgewiesenen MKW-Verbindungen entspricht mit Kettenlängen der n-Alkane von C_9 bis maximal C_{26} einer Verteilung, die beispielsweise auch ASHLEY et al. (1994) in einem verwitterten Dieselschaden nachgewiesen haben. Zwischen den Probennahmeterminen hat sich im Chromatogramm keine Verschiebung des MKW-Spektrums gezeigt, wie sie durch den verstärkten Abbau bestimmter kurz- oder langkettiger Aliphate erfolgen kann. Im Kapillarsaum fällt im Spektrum die Abwesenheit von n-Alkanen auf, wohingegen iso-Alkane in gleicher Verteilung wie in der ungesättigten Bodenzone auftreten. Das Ergebnis deutet auf einen selektiven Abbau von n-Alkanen unter zumindest zeitweise anaeroben Milieubedingungen hin.

3.1.1.6 Physikochemische und biologische Parameter

An den Bohrpunkten T-B7 (Testfeld) und Vk-B 9 (kontaminiertes Vergleichsareal) wurden neben den Kontaminanten bodenkundliche, physikochemische und biologische Parameter bestimmt. Die Ergebnisse sind in der Übersichtstabelle (Anhang 2.1) zusammengestellt.

Bodenfeuchte

Generell begünstigen hohe Wassergehalte unterhalb der Sättigungsgrenze die mikrobielle Aktivität, das Optimum liegt zumeist bei 50-60 % der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) (u.a. GELLER 2001, KONING et al. 2000, NEALE et al. 2000). In den Bodenproben der ungesättigten Bodenzone wurde im Allgemeinen eine Bodenfeuchte von 2 bis 8 % des Gesamtgewichtes (92-98 % Trockensubstanz) ermittelt. Die in Bodenmaterial vom Testfeldrand (1-2 m Bodentiefe) bestimmte maximale Wasserhaltekapazität (s. Tab. 3.5) lag bei 15-16 % des Trockengewichts ($WHK_{50\%}$ = 7,5-8 %). Daraus kann geschlossen werden, dass der mikrobiologische Abbau am TL Schäferhof-Süd bei steigender Bodenfeuchte, zum Beispiel nach Niederschlagsereignissen, wahrscheinlich höher war als in klimatisch trockenen Zeiten.

Organischer Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC/DOC)

Mit dem TOC- (Total Organic Carbon) und den DOC- (Disolved Organic Carbon) Gehalt wird der gesamte organische Kohlenstoffanteil im Boden, das heißt sowohl der natürlichen organischen Substanzen als auch der organischen Schadstoffe, erfasst. Die TOC- und DOC-Gehalte im Testfeld und in den Vergleichsarealen sind in Abb. 3.9 für die Start- und die Abschlussbeprobung dargestellt. Oberflächennah resultieren die TOC-Gehalte vor allem aus den humosen Anteilen im Oberboden, was sich anhand der sprunghaften Abnahme der TOC-Gehalte in den Vergleichsarealen ab 1 m Bodentiefe deutlich zeigt. In größeren Tiefen dagegen korrelieren die Ergebnisse mit den unterschiedlichen Schadstoffgehalten im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal. Im unkontaminierten Vergleichsareal wirkten sich

die höheren Humusanteile im Boden aus. Der TOC-Gehalt im Testfeld war sowohl in der ungesättigten Bodenzone als auch in der Kapillarzone bei der Abschlussbeprobung 2004 höher als bei der Startbeprobung 2001. Da hingegen die Schadstoffgehalte im Bohrpunkt T-B7 zwischen 2001 und 2004 gesunken sind, muss dieses Ergebnis auf Inhomogenitäten im Boden zurückgeführt werden.

Bei den DOC-Gehalten im Bodeneluat zeigt sich im Testfeld ein den TOC-Gehalten ähnliches Verteilungsmuster. Im kontaminierten Vergleichsareal liegen in Relation zum Testfeld höhere Anteile leicht löslicher organischer Substanzen vor (DOC:TOC-Verhältnis). Im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal fallen die im Kapillarsaum etwa viermal höheren Gehalte bei der Beprobung im Jahr 2004 gegenüber der Bestimmung im Jahr 2001 auf. Die Ursache für diese hohen Werte ist ungeklärt.

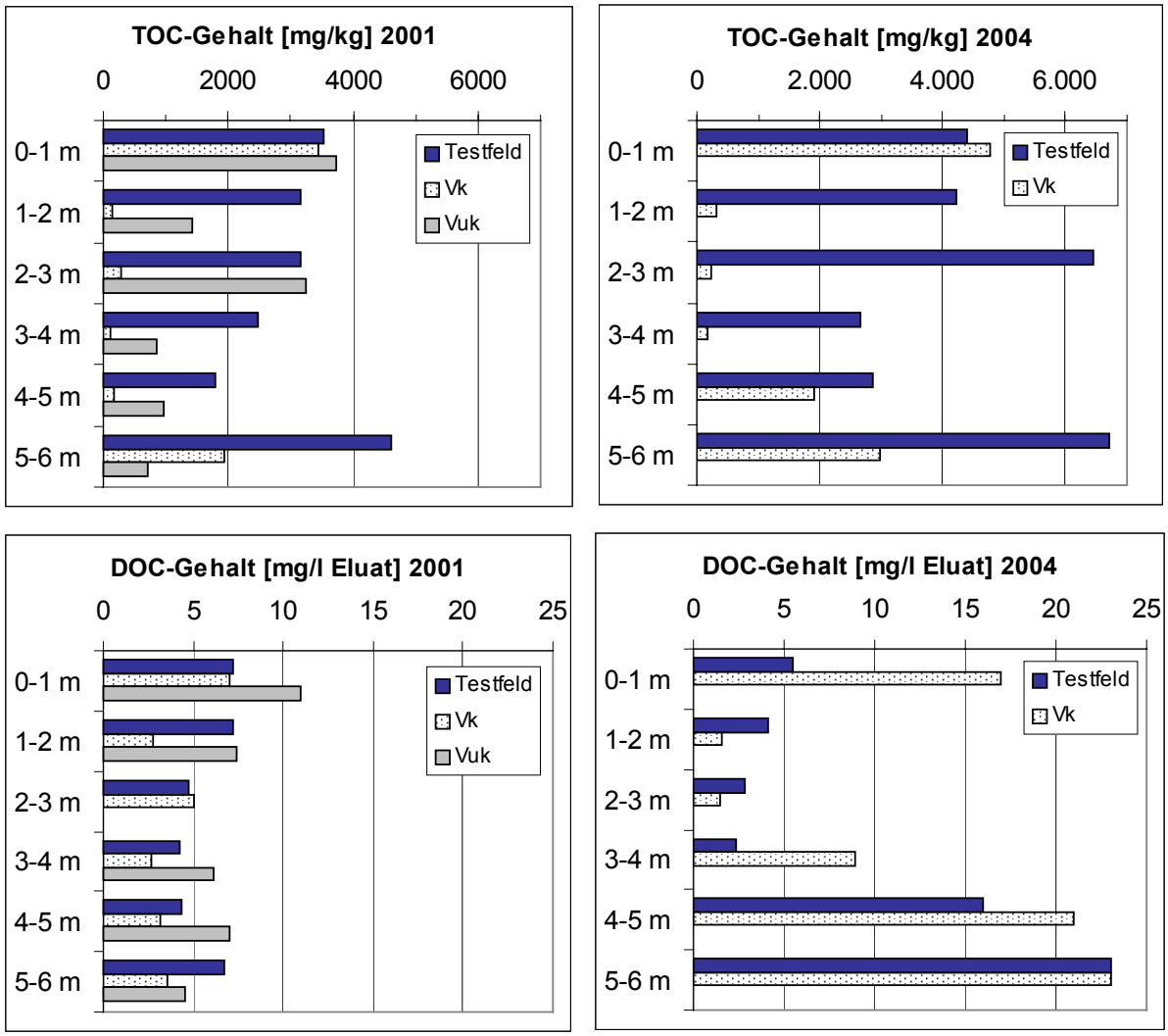


Abb. 3.9: TOC- und DOC-Gehalte (mg kg^{-1}) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).

Nährstoffgehalte

Um die Nährstoffsituation im Boden zu klären, wurden der Gesamtstickstoff, der verfügbare Nitrat- und Ammoniumstickstoff sowie das verfügbare Phosphat im Bodeneluat bestimmt. Des Weiteren kann die Zehrung von Nitrat durch den unter Sauerstoffmangel einsetzenden

Verbrauch als alternativer Elektronenakzeptor ein wichtiges Anzeichen für biologische Abbauprozesse darstellen (GELLER 2001).

In den oberflächennahen Proben (0-1 m u. GOK) lag der Gesamtstickstoffgehalt zum Zeitpunkt der Startbeprobung bei 400 mg kg^{-1} (Testfeld), 250 mg kg^{-1} (kontaminiertes Vergleichsareal) und 340 mg kg^{-1} (unkontaminiertes Vergleichsareal). In allen drei Bohrprofilen ist ab 1 m Tiefe eine deutliche Abnahme der Stickstoffgehalte unter 100 mg kg^{-1} zu verzeichnen (Abb. 3.10). Bei der Abschlussbeprobung wurden im obersten Profilmeter Gesamtstickstoffgehalte in ähnlicher Größenordnung (210 und 420 mg kg^{-1}) bestimmt. In 1-2 m Bodentiefe lagen die Werte bereits unter 50 mg kg^{-1}. Ammonium- und Nitratstickstoff konnte nicht nachgewiesen werden.

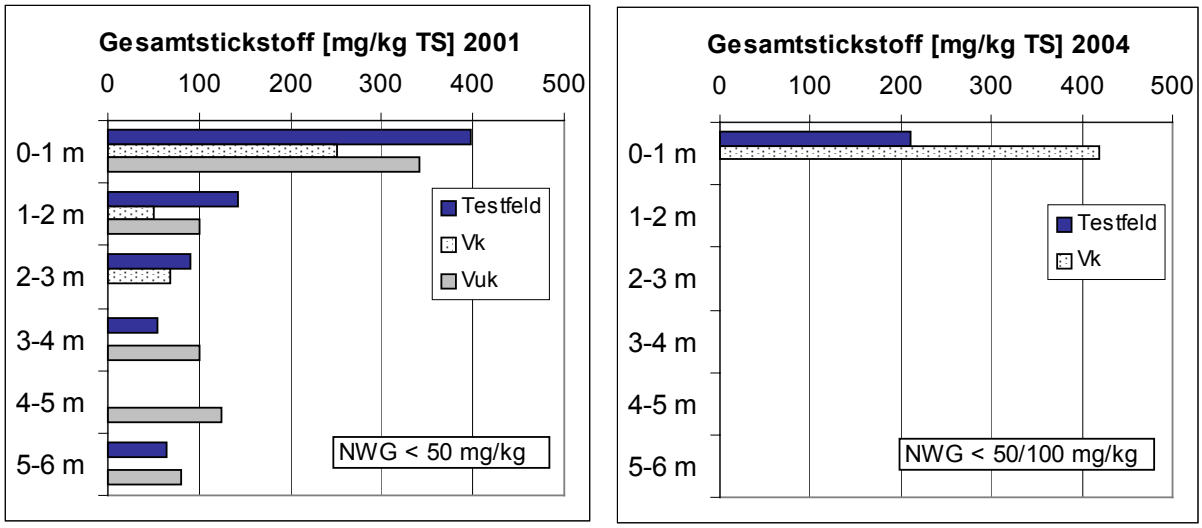


Abb. 3.10: Gesamtstickstoffgehalte (mg kg^{-1}) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).

Für die Phosphatgehalte zeigt sich ein ähnliches Bild (Abb. 3.11). Bis 1 m u. GOK wurden im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal 30 mg kg^{-1} bzw. 52 mg kg^{-1} PO_4-P gemessen. Unterhalb von 2 bzw. 3 m Bodentiefe konnten keine nennenswerten Phosphatgehalte bestimmt werden. Im unkontaminierten Vergleichsareal lagen bei der Startbeprobung durchgängig Phosphatgehalte zwischen 10 und 20 mg kg^{-1} vor.

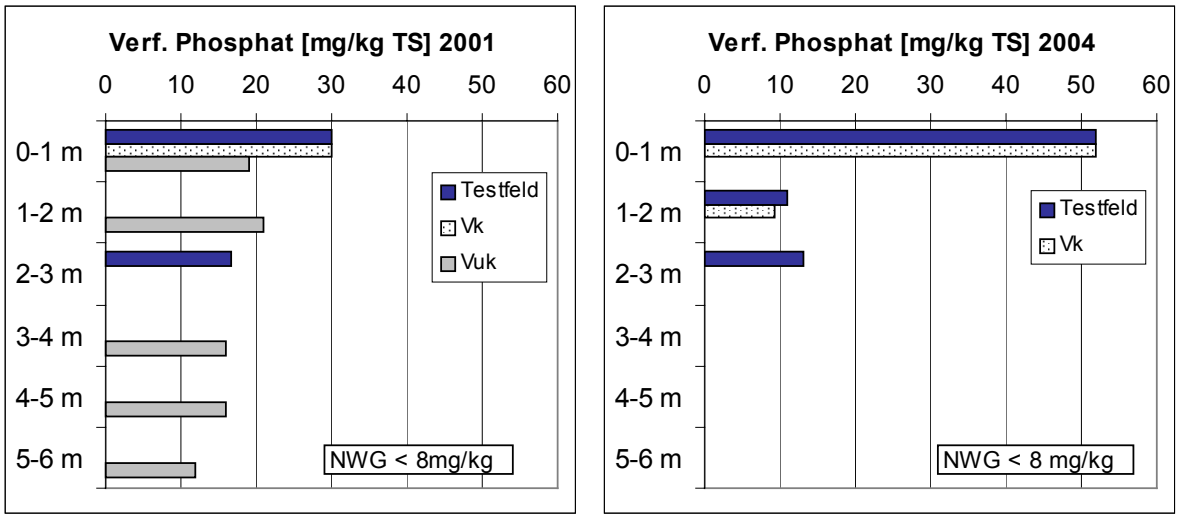


Abb. 3.11: Phosphatgehalte (mg kg^{-1}) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).

Die Ergebnisse demonstrieren die insgesamt schlechte Nährstoffversorgung der Böden am TL Schäferhof-Süd. Zwischen den beiden Probennahmen hat sich diesbezüglich auch keine relevante Veränderung vollzogen. In der obersten Bodenschicht zeigt sich der Einfluss der Vegetation auf die Nährstoffgehalte. Ideale Nährstoffverhältnisse liegen bei C:N:P von mindestens 100:5:1 (MÜLLER-MARCKGRAF 1994) bis 100:10:2 (KAPESSER 1994, GELLER 2001). Im Testfeld wurde bei der Startbeprobung in 2-3 m Bodentiefe lediglich ein C:N:P-Verhältnis von 100:3:0,5 erreicht.

pH-Wert

Der pH-Wert stellt einen wichtigen Indikator für die Milieubedingungen im Boden und damit für die Stoffwechselgeschwindigkeit und den Abbau von Kohlenwasserstoffen dar. Im Testfeld lag der pH-Wert bei der Startbeprobung 2001 zwischen 4,5 und 5,4 und bei der Abschlussbeprobung 2004 zwischen 4,9 und 5,7 (Abb. 3.12). Im kontaminierten Vergleichsareal wurde 2001 ein pH-Wert zwischen 4,9 und 5,6 und 2004 zwischen 5,6 und 6,9 gemessen. Im unkontaminierten Vergleichsareal erreichte der Boden pH-Werte im Neutralbereich (pH 6,3-7,0). Die pH-Werte in der ungesättigten Bodenzone sind damit während der dreijährigen Projektlaufzeit im Testfeld durchschnittlich um 0,5 und im kontaminierten Vergleichsareal um 1,5 pH-Einheiten angestiegen (Abb. 3.13). Unter Berücksichtigung der logarithmischen Funktion des pH-Wertes ($pH = -lg [H^+]$) können sich derartige Unterschiede erheblich auf das mikrobielle Milieu auswirken.

Um die potenzielle Pufferung des Bodens durch die Karbonatanteile der Bodenmatrix abzuschätzen, wurden an ausgewählten Proben Karbonatbestimmungen durchgeführt. Die bei der Abschlussbeprobung im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal in 1-2 m, 3-4 m und 5-6 m u. GOK bestimmten Karbonatgehalte liegen unter der Bestimmungsgrenze von 10 mg kg^{-1} (nach DIN ISO 10694). Im Auffüllungskörper des unkontaminierten Vergleichsareals wurden bei der Startbeprobung geringe Karbonatgehalte (0,1 % $CaCO_3$ nach DIN 10693) gemessen.

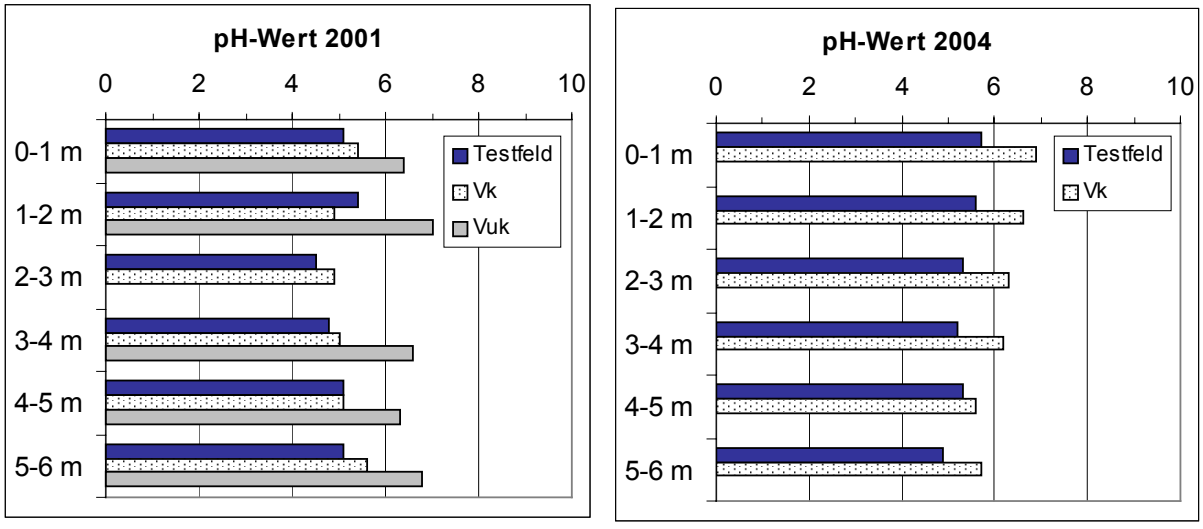


Abb. 3.12: pH-Werte im Boden bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).

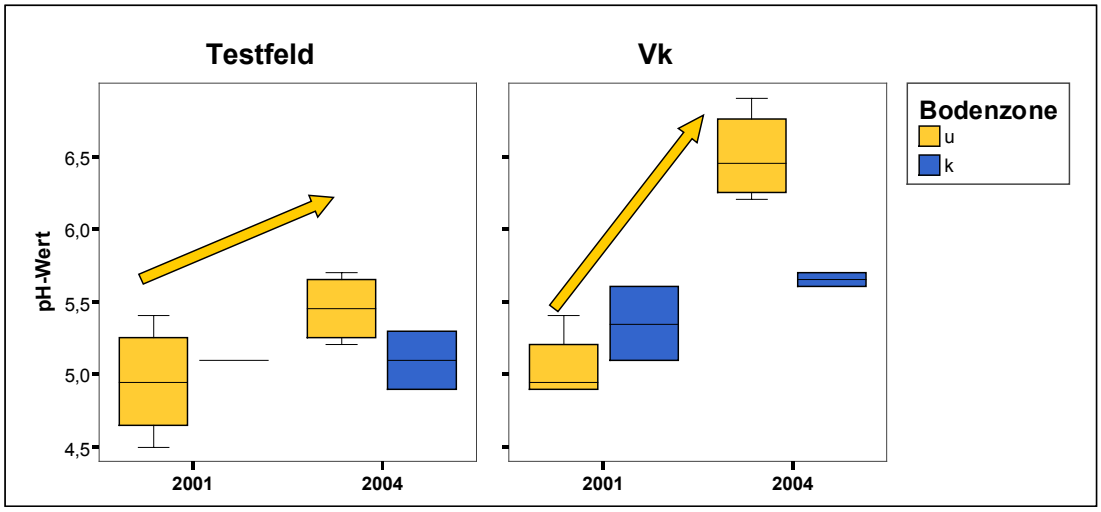


Abb. 3.13: Boxplot-Diagramm der pH-Werte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal bei der Start- und der Abschlussbeprobung. Die ungesättigte Bodenzone (u) und der Kapillarsaum (k) sind getrennt dargestellt. In der ungesättigten Bodenzone zeigt sich ein deutlicher Anstieg des pH-Wertes während der Versuchsdauer.

Eisengehalte

Eisen- und Aluminiumhydrate können die Sorptionseigenschaften eines Bodens wesentlich verändern. Unter anaeroben Bedingungen können Eisenoxide als Elektronenakzeptor beim mikrobiellen Schadstoffabbau fungieren. Die Eisengehalte im Testfeld lagen über das gesamte Bodenprofil bei 1.500 bis 3.500 mg kg^{-1}, im kontaminierten Vergleichsareal bei 1.300 bis 3.300 mg kg^{-1}. Die höchsten Gehalte wurden oberflächennah und in 2-3 m Tiefe beobachtet. Die Ergebnisse stützen die Beobachtungen aus der Bodenansprache: insgesamt leicht rostrot gefärbte Böden mit Einschaltungen von eisenreicheren, stärker gefärbten Lagen oder Linsen (ungesättigte Bodenzone).

Läge das gesamte Eisen als Eisen(III)-Oxid vor, ergäben sich im Testfeld Fe_2O_3-Gehalte von 0,2-0,5 %. Zum Vergleich gibt SCHEFFER (2002) den durchschnittlichen Fe_2O_3-Gehalt eines Flugsandes mit 0,2 % an. Insgesamt beträgt der Eisenoxidgehalt von Böden häufig zwischen 0,2 und 5 %. Damit liegt am TL Schäferhof-Süd ein schwach eisenhaltiger Boden vor.

Bodenatmung

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mittels der Bodenatmung stellt aufgrund des direkten Zusammenhangs mit biologischen Abbauprozessen einen wichtigen Parameter dar.

Insgesamt wurden im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal für Sandböden nicht ungewöhnlich geringe basale Bodenatmungsraten gemessen (Abb. 3.14). Die Bodenatmung im Testfeld war zum Zeitpunkt der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung unverändert niedrig (< 60 mg CO_2 24 h^{-1} kg^{-1} TS), obwohl aufgrund der zu erwartenden mikrobiellen Abbauprozesse von einer Zunahme der Bodenatmungsraten auszugehen war. Im kontaminierten Vergleichsareal dagegen stiegen die Bodenatmungsraten innerhalb von drei Jahren um das Zwei- bis Dreifache an. Im Tiefennprofil nehmen die Werte unterhalb von 1 m Bodentiefe stark ab.

Im unkontaminierten Vergleichsareal lagen bei der Startbeprobung die Bodenatmungsraten gegenüber dem Testfeld um ein Mehrfaches höher (40-900 mg CO_2/24h kg TS). Aufgrund abiotischer Kohlendioxidbildung können hohe Karbonatanteile in Bodenproben zu einer "Verfälschung" der Messergebnisse führen. Bei Karbonatgehalten im unkontaminierten Vergleichsareal von lediglich ca. 0,1 % $CaCO_3$ lassen sich die auffälligen Unterschiede in der Bodenatmung jedoch nicht ausschließlich über die abiotische Kohlendioxidbildung erklären.

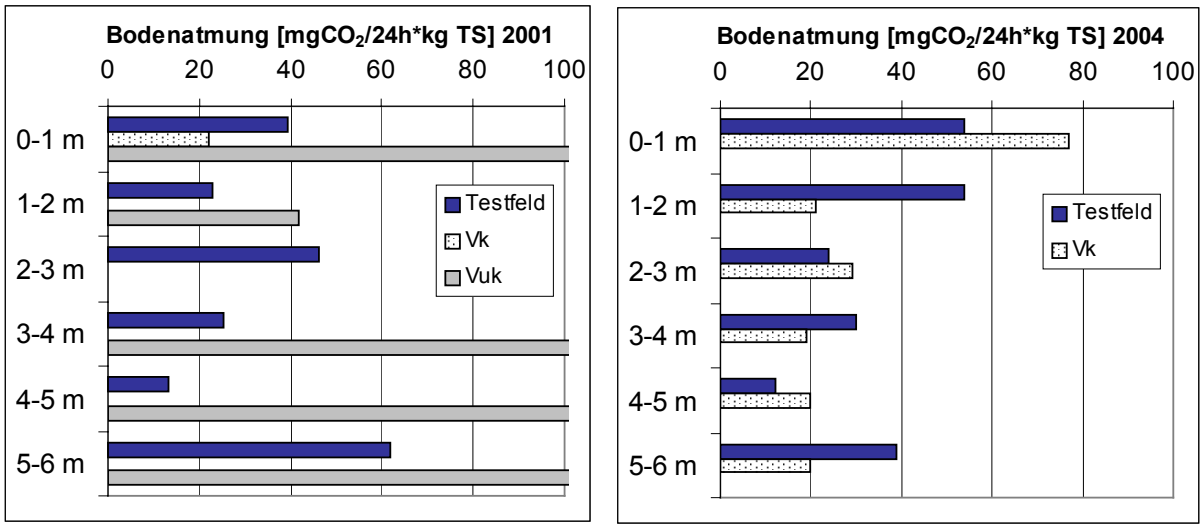


Abb. 3.14: Bodenatmungsraten (mg CO_2 $24h^{-1}$ kg^{-1} TS) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).

Dehydrogenase-Aktivität

Die Dehydrogenase-Aktivität gilt ebenfalls als Maß für die mikrobielle Aktivität eines Bodens. In Laborversuchen ergab sich bei WAARDE et al. (1995) in mineralöldotierten Böden parallel zur Kohlendioxidproduktion ein Anstieg der Dehydrogenase-Aktivität. Da die Messwerte bei der Abschlussbeprobung in allen Proben unter der Bestimmungsgrenze lagen, ließen die gewonnenen Ergebnisse jedoch diesbezüglich keine Schlussfolgerungen zu. Es ist zu berücksichtigen, dass Dehydrogenase-Aktivitätstests häufig nicht oder schlecht reproduzierbare Ergebnisse liefern (pers. Mitteilung J. Warrelmann 2004).

Potenzielle Nitrifikation

Um Hinweise auf die Anteile nitrifizierender und denitrifizierender Prozesse im Boden zu erhalten, wurde zusätzlich zu den Nitratgehalten die potenzielle Nitrifikation unter Zugabe von Ammoniumstickstoff innerhalb von vier Wochen beobachtet. Weiterhin stellt die Nitrifikation einen schadstoffsensitiven Indikator dar.

In Abb. 3.15 wurden für die Böden der Startbeprobung die Nitrat-/Nitritbildung und der gleichzeitige Ammoniumverbrauch am Ende der vierwöchigen Testdauer gegenübergestellt. Ein zur Kontrolle getesteter unkontaminierter Boden zeigte die fast vollständige Umsetzung von Ammonium zu Nitrat- bzw. Nitritstickstoff. Im Testfeld lag bei der Startbeprobung keine messbare Nitrifizierung vor, im kontaminierten Vergleichsareal nur bis in 1 m Tiefe. Im unkontaminierten Vergleichsareal nahm die Nitrat-/Nitritbildung von oberflächennah 84 mg N kg^{-1} auf Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze in 5-6 m Tiefe ab. Nitrat-/Nitritbildung und Ammoniumverbrauch korrelierten miteinander. Die gegenüber dem unkontami-

nierten Vergleichsareal und dem Vergleichsboden niedrigen Nitrifikationsraten im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal sind durch die Schadstoffgehalte im Boden zu erklären.

Bei der Abschlussbeprobung konnte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal bis in 4 m Tiefe zwar ein Ammoniumverbrauch von bis zu 32 mg N/kg TS festgestellt werden, die zu erwartende gleichzeitige Nitrifikation blieb jedoch aus. Eine Erklärung hierfür könnte sein, dass beim Aufbau von Biomasse (z.B. durch Schadstoffabbau) nicht zwangsläufig eine Nitratbildung erfolgt, sondern Ammonium auch in Form von Aminosäuren direkt in die Zellsubstanz eingebaut werden kann (SITTE et al. 1998).

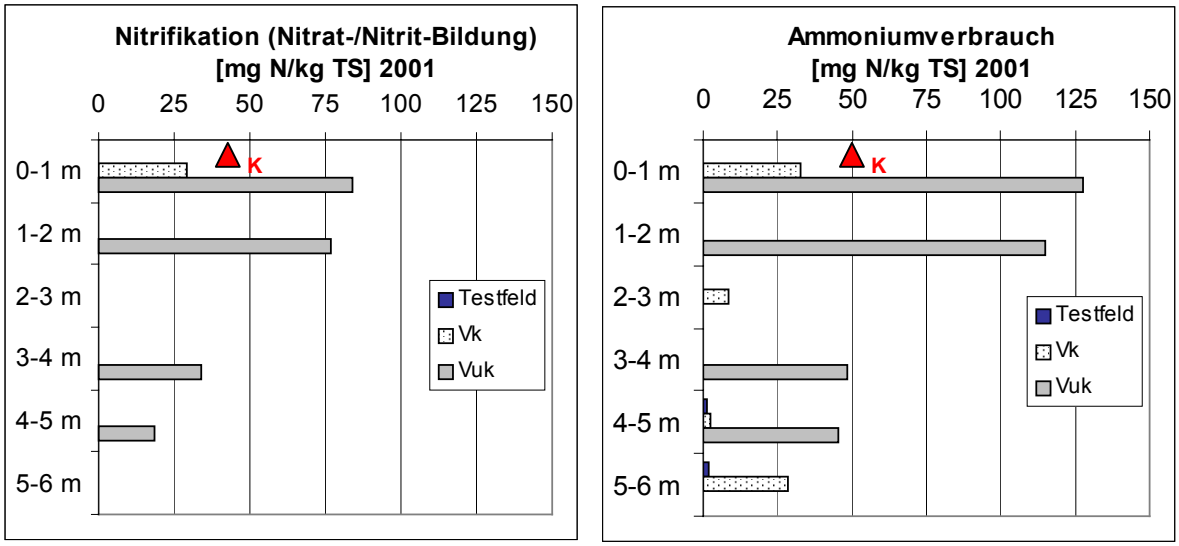


Abb. 3.15: Nitrifikation und Ammoniumverbrauch (mg N kg^{-1} TS) bei der Startbeprobung (2001) sowie in einer Kontrollprobe (K).

Fazit der Bodenuntersuchungen am TL Schäferhof-Süd

Nach dem Untersuchungskonzept war vorgesehen, die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen in dem **hoch kontaminierten Testfeld** mit denen eines **leicht kontaminierten Vergleichsareals** und denen eines **unkontaminierten Vergleichsareals** in Bezug zu setzen. Die aufgenommenen Bodenprofile und die analytischen Untersuchungen im unkontaminierten Vergleichsareal (Vk-B10) haben gezeigt, dass das zwar den gesetzten Anforderungen bezüglich der Schadstoffgehalte genügte, eine Vergleichbarkeit insbesondere der Bodenparameter und physikochemischen Parameter aufgrund eines Auffüllungskörpers bis in 4 m u. GOK aber kaum gegeben war. Aus diesem Grund wurde bei der Abschlussuntersuchung auf weitere Bohrungen im unkontaminierten Vergleichsareal verzichtet.

Im Testfeld liegen über das gesamte Bodenprofil hohe **Schadstoffgehalte** (MKW, BTEX, Alkylbenzole) mit einem Maximum im Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone (4-6 m Tiefe) vor. Lateral ist der südliche Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation am stärksten kontaminiert. Das Spektrum der nachgewiesenen MKW-Verbindungen in der ungesättigten Bodenzone ist typisch für einen verwitterten Dieselschaden. Im Kapillarsaum liegen aufgrund des selektiven Abbaus von n-Alkanen unter anaeroben Bedingungen ausschließlich iso-Alkane vor.

Für die MKW-Gehalte im Testfeld konnte während der dreijährigen Versuchsdauer keine statistisch gesicherte **Schadstoffminderung** nachgewiesen werden. Partiell ist es zu einer Schadstoffabnahme insbesondere der leichtflüchtigen Verbindungen gekommen. Im gesamten Testfeld haben die BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den oberen zwei bis drei Metern deutlich abgenommen. Der mikrobielle Abbau von BTEX, Alkylbenzolen und kurzkettigen n-Alkanen (bis C_{10}) im Boden wird durch die Bodenluftdaten belegt. Die Abbauraten reichten aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung jedoch nicht aus, um die Schadstoffminderung über die gesamte Fläche des Testfeldes anhand der Bodendaten nachzuweisen. Zu welchen Anteilen die Schadstoffminderung durch mikrobiellen Abbau oder durch Verflüchtigung und Auswaschung erfolgte, war mit den vorliegenden Felddaten nicht zu bilanzieren.

Im **kontaminierten Vergleichsareal** hat sich gezeigt, dass bei geringen Schadstoffgehalten in der ungesättigten Bodenzone (< 100 bis 400 mg kg^{-1}) in drei Jahren eine vollständige Abnahme der Schadstoffe stattfindet. Dieser Befund wird auch durch die Bodenluftdaten belegt, sodass nicht davon auszugehen ist, dass das Ergebnis lediglich auf Inhomogenitäten im Boden und zufällig schadstofffreie Bohrpunkte zurückzuführen ist.

Im kontaminierten Vergleichsareal und im nördlichen Bereich des Testfeldes fällt die Diskrepanz von geringen MKW-Gehalten in der ungesättigten Bodenzone und sehr hohen Gehalten in der gesättigten Bodenzone auf. Als **Eintragsquelle** kommen daher nicht nur Kontaminationsherde in der ungesättigten Bodenzone in Frage, sondern auch der Grundwasserpfad. Die genannten Bohrareale liegen in der Schadstofffahne, die sich vom Testfeld in Grundwasserabstromrichtung ausbreitet.

Im Hinblick auf die Beurteilung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials waren für die Einschätzung der **Milieubedingungen** vor allem der pH-Wert, der Karbonatgehalt (Pufferkapazität) und die Nährstoffverteilung im Boden von großer Bedeutung. Aufgrund des geringen Humusanteils im Boden war der TOC-Gehalt, und damit die potenzielle Schadstoffsorption an organischen Bodenpartikeln, weniger relevant. Unter den biologischen Parametern erwies sich für den Standort lediglich die Bodenatmung als geeigneter Anzeiger der mikrobiellen Aktivität.

Der am Standort vorliegende Sandboden scheint aufgrund seiner Nährstoffarmut, des niedrigen pH-Wertes im Boden und seiner insgesamt geringen mikrobiellen Aktivität (Bodenatmung) nur bedingt für eine gezielte Nutzung der natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse geeignet zu sein. Eine weitere Verschiebung des **pH-Wertes** ins neutrale Milieu, wie sie während der Versuchslaufzeit beobachtet wurde, könnte sich aber positiv auf den mikrobiellen Schadstoffabbau im Testfeld auswirken.

Das Porenvolumen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal beträgt 27-33 Vol. % des Gesamtbodenvolumens und liegt damit unter den für Sandböden angenommenen Porösitäten (SCHEFFER 2002). Da in den Poren sowohl Lösungsvorgänge als auch der biologische Abbau an der Grenzfläche von Wasser- und Ölphase stattfinden, können die natürlichen Abbauprozesse bei einem geringen Porenvolumen eingeschränkt sein. In Böden mit geringen Porendurchmessern kann auch durch Einschluss der Kohlenwasserstoffe in den Poren deren **Bioverfügbarkeit** stark herabgesetzt werden (HUESEMANN 1997). Die Kohlenwasserstoffe werden dann als Restkontaminationen im Boden festgelegt. Für die Böden am TL Schäferhof-Süd ist damit auf der einen Seite eine verringerte Mobilität der Schadstoffe anzunehmen, auf der anderen Seite aber auch eine eingeschränkte Verteilung und Verfügbarkeit Abbau stimulierender Stoffe wie z.B. Sauerstoff oder Nährstoffe.

3.1.2 Bodenluftdaten vom TL Schäferhof-Süd

Am Standort TL Schäferhof-Süd können durch das Monitoring deutliche Unterschiede zwischen den Bodenluftdaten im Testfeld und in den Vergleichsarealen festgestellt werden. Des Weiteren kann eine Abhängigkeit der mikrobiellen Aktivität von der Bodentemperatur und den Schadstoffgehalten im Boden nachgewiesen werden. Anhand dieser Aspekte werden im Folgenden ausgewählte Ergebnisse dargestellt, die ausführlich in HETTWER et al. (2006) diskutiert werden. Eine Zusammenstellung der Bodenluftdaten ist Anhang 2.6 zu entnehmen.

3.1.2.1 Bodenluftzusammensetzung und Schadstoffkonzentrationen

Die Bodenatmung am Standort kann über die **Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte** in der Bodenluft verfolgt werden (s. Abb. 3.16 bis Abb. 3.17). Da im Bereich des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals überwiegend humusarme und karbonatfreie Böden vorliegen, ist die Bodenatmung vor allem durch den Anteil an mikrobiell abbaubaren Schadstoffen geprägt. Im Testfeld waren über die gesamte Messzeit hohe Kohlendioxidgehalte und nur sehr geringe Sauerstoffgehalte zu verzeichnen. Im kontaminierten Vergleichsareal lagen die Sauerstoffgehalte im Allgemeinen deutlich über und die Kohlendioxidgehalte etwas unter den Werten des Testfeldes. Für das unkontaminierte Vergleichsareal ergibt sich nahezu ein spiegelbildlicher Verlauf der Kurven. In Tab. 3.3 wurden für die drei Bodenluftpegel die Bodenluftzusammensetzung, die Gesamtkohlenstoffkonzentrationen sowie die n-Alkane, BTEX und andere Alkylbenzole als Summenparameter zusammengestellt.

Tab. 3.3: Sauerstoff-, Kohlendioxid- und Methangehalte (Vol. %) sowie Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Summe der n-Alkane, BTEX und anderer Alkylbenzole (mg/m³) zwischen Januar 2001 und September 2004.

	O_2 (Vol. %)	**CO_2** (Vol. %)	**CH_4** (Vol. %)	**C gesamt** (mg m^{-3})	**n-Alkane** (mg m^{-3})	**BTEX** (mg m^{-3})	**Alkylbenzole** (mg m^{-3})
Testfeld	0,1 - 3,9	7,8 - 19	< 0,1 - 0,3	4.300 - 14.000	240 - 1.000	18 - 370	4 - 130
kont. Vergleichsareal	0,2 - 6,5	6,6 -17	< 0,1	3 – 1.500	< 1 - 18	< 0,1 - 12	< 0,1- 9
unkont. Vergleichsareal	13 - 18	2,3 - 6,2		< 0,1 – 17	< 1 - 6	< 0,1 - 2	< 0,1- 1,5

Die Messungen des Gesamtkohlenstoffes in der Bodenluft sowie von n-Alkanen, BTEX und Alkylbenzolen zeigten deutliche **Konzentrationsunterschiede**:

Testfeld > leicht kontaminiertes Vergleichsareal > unkontaminiertes Vergleichsareal.

Dieses Ergebnis korreliert mit den unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen an den Pegelausbaupunkten bzw. nahe gelegenen Bohrarealen. Die Schadstoffkonzentrationen an der Bodenluftmessstelle im Testfeld lagen bei ca. 4.000 mg kg^{-1} MKW, 2.000 µg kg^{-1} BTEX und 3.000 µg kg^{-1} Alkylbenzole. Im kontaminierten Vergleichsareal wurden MKW-Gehalte von 300 mg kg^{-1} TS bestimmt.

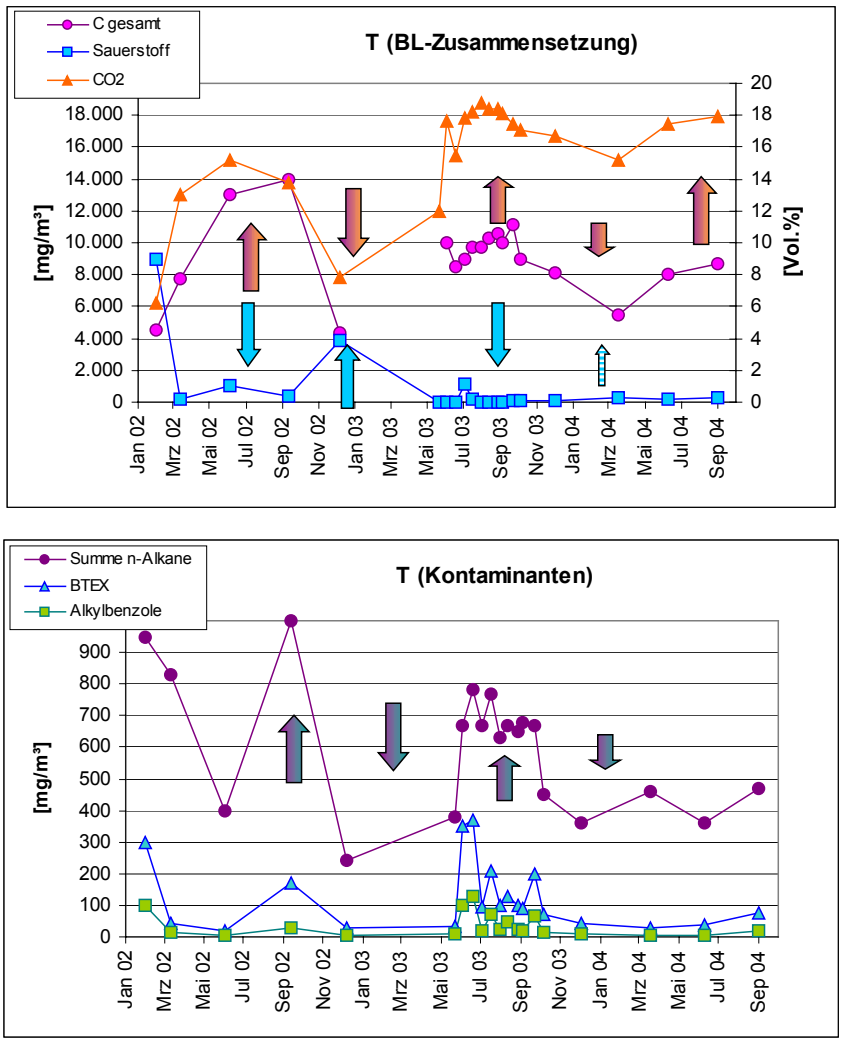


Abb. 3.16: Gesamtkohlenstoffkonzentration (mg m^{-3}), Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt (Vol. %) sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole (mg m^{-3}) im Testfeld (T). Skalierung bei den Kontaminanten 0-1.000 mg/m³. Die Pfeile verdeutlichen die Jahreszeiteneffekte in den Sommer- und Wintermonaten.

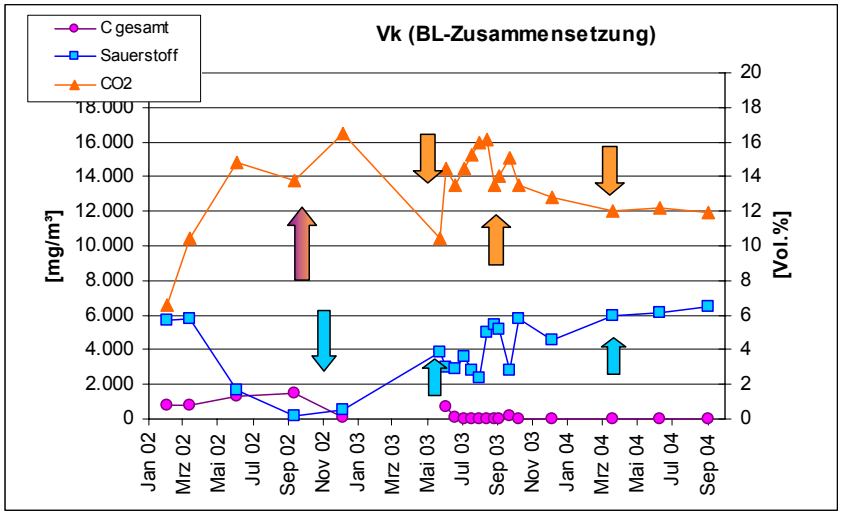


Abb. 3.17: Gesamtkohlenstoffkonzentration (mg m^{-3}) sowie Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt (Vol. %) im kontaminierten Vergleichsareal (Vk). Die Pfeile verdeutlichen die Jahreszeiteneffekte in den Sommer- und Wintermonaten.

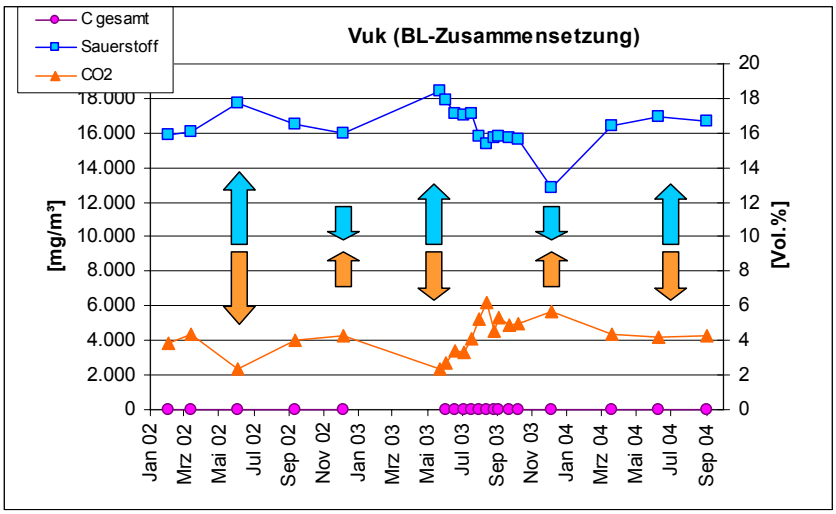


Abb. 3.18: Gesamtkohlenstoffkonzentration (mg m^{-3}) sowie Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt (Vol. %) im unkontaminierten Vergleichsareal (Vuk).

Unter den **n-Alkanen** sind im Testfeld Hexan und Heptan die Hauptkomponenten, Butan konnte nicht nachgewiesen werden (Abb. 3.19). Bei den **BTEX**-Komponenten lag über den gesamten Messzeitraum ein gleich bleibendes Muster der Aromatenverteilung vor (Abb. 3.20). Ethylbenzol und m/p-Xylol waren generell am stärksten vertreten, Benzol dagegen aufgrund der Alterung der Kontamination bereits stark abgereichert. Auch unterschiedliche Sorptionseigenschaften – Toluol wird etwa 1,5-fach und Xylol 2,8-fach häufiger an Böden gebunden als Benzol (LEEDER-KAMANDA 2001) – könnten eine Ursache für die unterschiedliche Verteilung sein. Das Spektrum der Alkylbenzole wird durch Pseudocumol und Mesitylen dominiert (Abb. 3.21). Styrol konnte nicht nachgewiesen werden.

Die oben bereits beschriebenen Unterschiede zwischen den drei Messstellen werden bei der Betrachtung der Bodenluftzusammensetzung und der Schadstoffkonzentrationen im Boxplot-Diagramm (Abb. 3.22) noch deutlicher. Das Niveau der Sauerstoffgehalte liegt im Testfeld deutlich unter dem der Vergleichsareale und das der Kohlendioxidgehalte sowie der Schadstoffkonzentrationen deutlich über dem der Vergleichsareale. Die Schwankungsbreite der Messwerte der Bodenluftzusammensetzung resultiert aus den je nach Probennahmeintervall jahreszeitlich veränderten Bedingungen (s.u.) des Bodenmilieus (Bodentemperatur, Niederschlagsmenge) und der Intensität des mikrobiologischen Schadstoffabbaus.

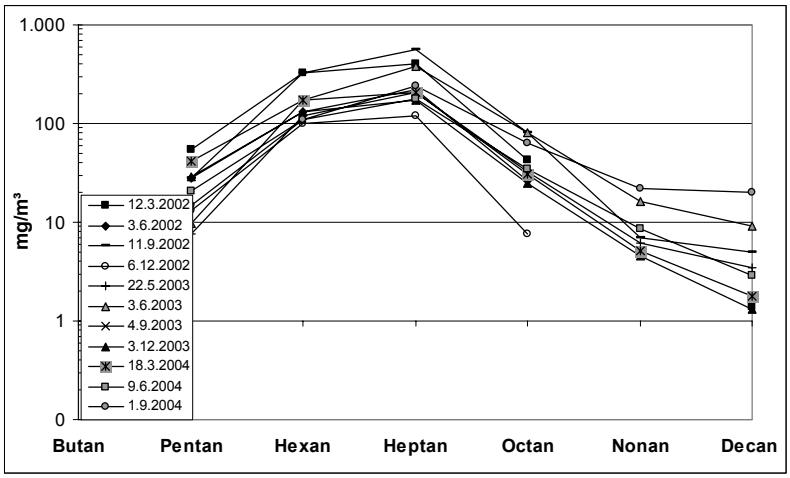


Abb. 3.19: Spektrum der n-Alkane im Testfeld.

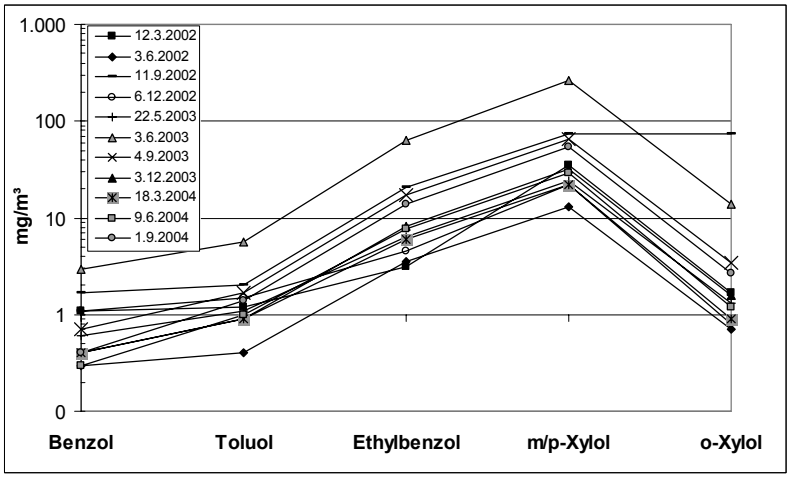


Abb. 3.20: Spektrum der BTEX-Aromaten im Testfeld.

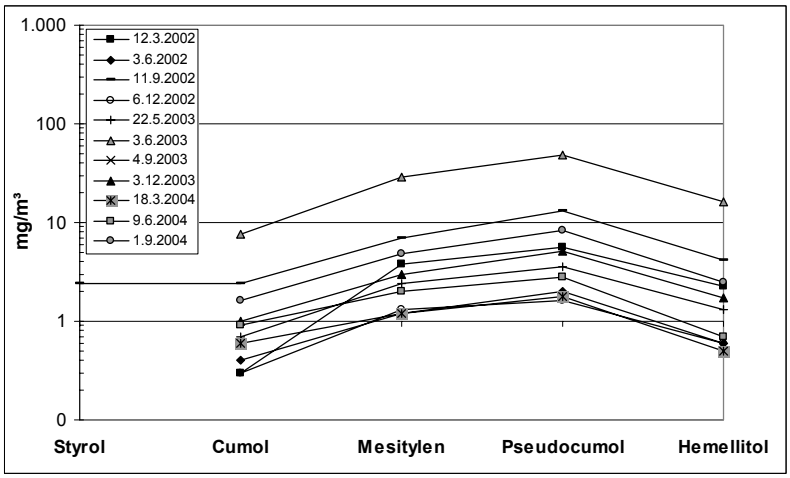


Abb. 3.21: Spektrum der Alkylbenzole im Testfeld.

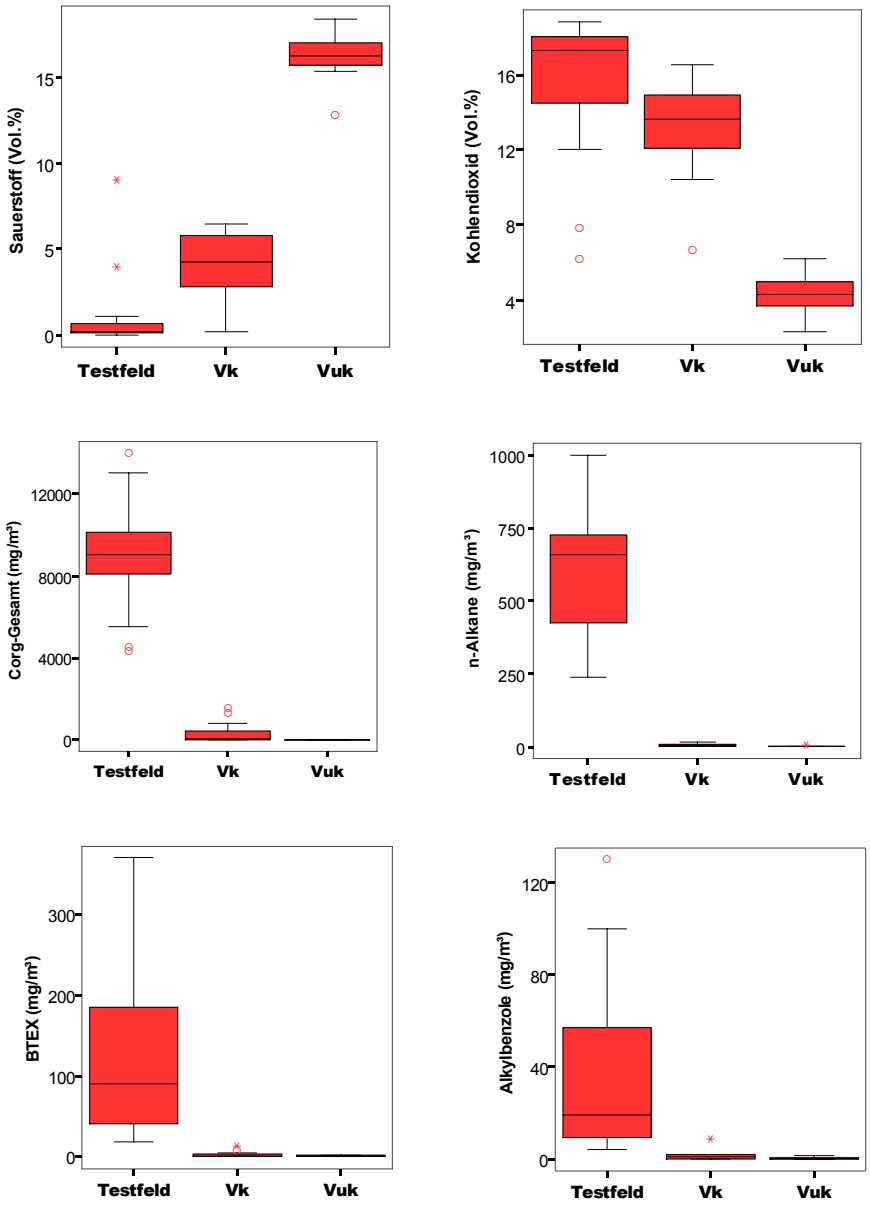


Abb. 3.22 Boxplot-Diagramme der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte (Vol. %) sowie der organischen Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, der n-Alkane, der BTEX-Konzentrationen und Alkylbenzolkonzentrationen (mg/m³) an den Bodenluftmessstellen. (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden in den Plots nicht berücksichtigt.) Mit der Abnahme der Schadstoffkonzentrationen vom Testfeld zum kontaminierten und zum unkontaminierten Vergleichsareal nehmen parallel die Kohlendioxidgehalte ab und die Sauerstoffgehalte zu.

3.1.2.2 Jahreszeiteneffekte

Im Testfeld wurden in den Sommermonaten jeweils ansteigende Kohlendioxidgehalte und Gesamtkohlenstoffkonzentrationen beobachtet, die im Winter deutlich absanken (Abb. 3.16). Die Sauerstoffgehalte zeigten einen gegenläufigen Verlauf: sinkende Gehalte (bis unter 0,1 Vol. %) im Sommer, steigende Gehalte im Winter. Die in den Sommern 2003 und 2004 gegenüber dem Jahr 2002 deutlich höheren Kohlendioxid- und niedrigeren Sauerstoffanteile in der Bodenluft verweisen auf eine verstärkte Bodenatmung, die bei den Messungen im Dezember 2003 und im März 2004 trotz abnehmender Bodentemperatur nicht auf das

Niveau der "Wintermessungen" im Januar 2002 und Dezember 2002 zurückgegangen war. Es ist demnach davon auszugehen, dass sich während des fast dreijährigen Monitorings das mikrobielle Milieu im Boden im Hinblick auf den Schadstoffabbau deutlich verbessert hat, sodass auch in den kälteren Monaten ein Schadstoffabbau stattfindet.

Im kontaminierten Vergleichsareal können diese jahreszeitlichen Effekte nur im Jahr 2002 nachvollzogen werden. Seit September 2002 zeigt der Sauerstoffgehalt hier einen ansteigenden Trend, während die Schadstoffkonzentrationen mit Ausnahme weniger Messungen abgenommen haben (Abb. 3.17). Es liegt nahe, dass die Sauerstoffzehrung zurückgeht, da nach und nach geringere Schadstoffmengen zum Abbau zur Verfügung stehen, und damit der im Sommer 2002 noch stärker ausgeprägte Jahreszeiteneffekt überdeckt wird. Die vergleichsweise höheren Schadstoffkonzentrationen bei den Messungen im Mai 2003 sind wahrscheinlich auf kontaminiertes Grundwasser zurückzuführen, das bis kurz zuvor in den Bodenluftpegeln stand. Im unkontaminierten Vergleichsareal haben sich relativ stabile Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte etabliert.

Die in der Bodenluft beobachteten Trends zeigen, dass es in den stark kontaminierten Böden (Testfeld) mit zunehmender Bodentemperatur zu einer verstärkten Bodenatmung gegenüber geringer kontaminierten Bereichen kommt, die in Zusammenhang mit dem mikrobiellen Schadstoffabbau gesehen werden muss. Gleichzeitig stellt sich unter höheren Temperaturen der Effekt einer verstärkten Schadstofffreisetzung (Volatilisierung) ein. Das Phänomen, dass sich die jahreszeitlich sehr unterschiedlichen Bodentemperaturen insbesondere in hoch kontaminierten Bereichen auf die Kohlendioxidproduktion auswirken, beobachteten auch EISWIRTH et al. (1998) bei Bodenluftuntersuchungen über BTEX-kontaminiertem Grundwasser. Bei den Untersuchungen wurde ebenfalls festgestellt, dass sich die Höhe der organischen Schadstoffgehalte im Grundwasser zwar in den Kohlendioxid- und Sauerstoffgehalten, aber nicht eindeutig in den BTEX-Konzentrationen in der Bodenluft widerspiegelt.

3.1.2.3 Schadstoffabbau

Um beurteilen zu können, ob trotz der beschriebenen jahreszeitlichen Messwertschwankungen aus den Bodenluftdaten Trends bezüglich der natürlichen Schadstoffminderung abzulesen sind, ist es sinnvoll die Ergebnisse in jährliche Monitoring-Zyklen (2002, 2003, 2004) aufzuteilen. Im Testfeld fällt eine starke Abnahme der Sauerstoffgehalte in den ersten beiden Jahren auf (Abb. 3.23). Aufgrund der Abdeckung des Testfeldes bis kurz vor Projektbeginn (Gebäude bis 1995, danach durch Folie bis Ende 2000 abgedeckt) setzten die mikrobiologischen Abbauprozesse vermutlich langsam ein und führten erst 2003 zu einer fast vollständigen Sauerstoffzehrung im Boden. Kohlendioxid als Endprodukt des mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbaus nimmt im Gegenzug stark zu. Die im Jahr 2003 unproportional erhöhten Kohlendioxidgehalte an allen drei Messstellen resultieren daraus, dass die nach dem Probennahmeplan Anfang März durchzuführende Messung bis Ende Mai 2003 verschoben werden musste. Für diesen Zeitpunkt ist bereits von erhöhten Kohlendioxidgehalten aus den im Sommer zunehmenden mikrobiellen Abbauprozessen auszugehen (s.o.). Bei den Schadstoffparametern, dem organischer Gesamtkohlenstoff und der Summe der n-Alkane, zeigt sich im Testfeld insgesamt eine Reduzierung der Konzentrationen (s. Abb. 3.24). Die Abnahme der Schadstoffgehalte bei fast vollständiger Sauerstoffzehrung verweist darauf, dass aufgrund des noch vorhandenen Schadstoffreservoirs im Boden kontinuierlich Sauerstoff als Elektronenakzeptor für den mikrobiellen Abbau verbraucht wird.

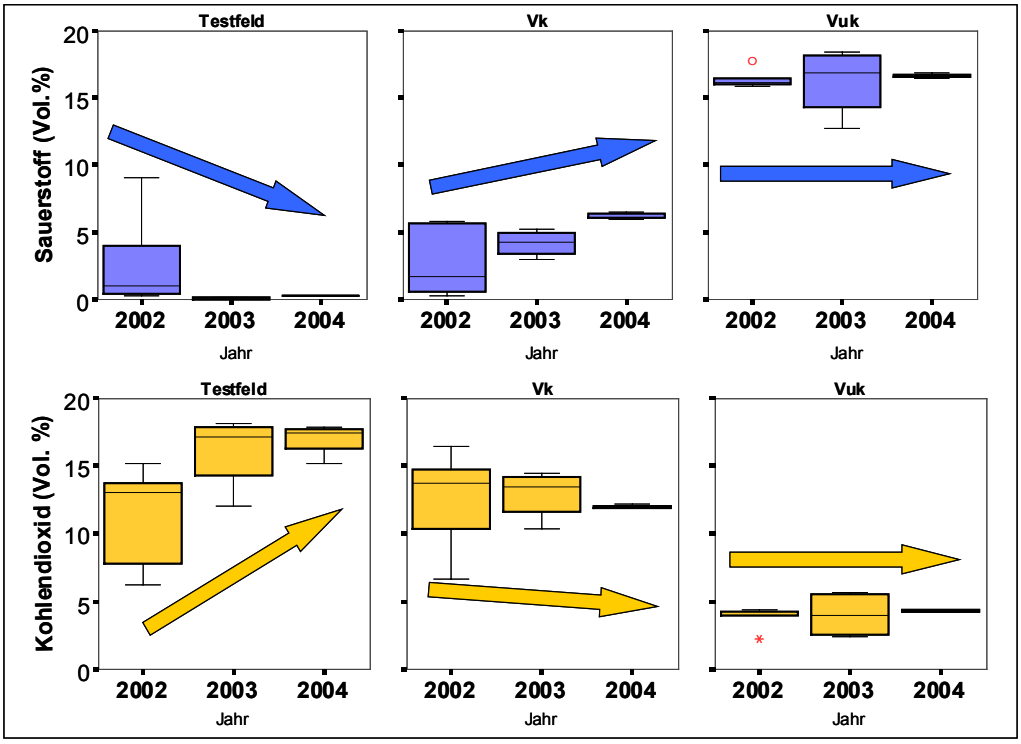


Abb. 3.23: Boxplot-Diagramme des Sauerstoff- und Kohlendioxidgehaltes (Vol. %) an den Bodenluftmessstellen in den Jahren 2002, 2003 und 2004. (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden in den Plots nicht berücksichtigt.) Im Testfeld, im kontaminierten Vergleichsareal und im unkontaminierten Vergleichsareal stellten sich in Abhängigkeit vom Schadstoffgehalt im Boden während des Monitorings verschiedene Trends für die Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte ein.

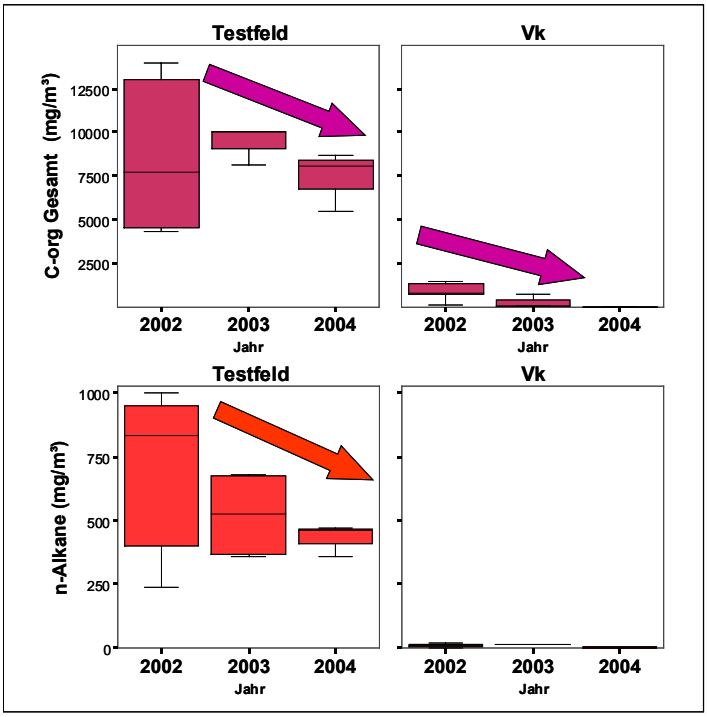


Abb. 3.24: Boxplot-Diagramme des organischen Gesamtkohlenstoffgehaltes und der n-Alkane (mg m^{-3}) im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal in den Jahren 2002, 2003 und 2004. Im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal nahmen die Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft während des Monitorings ab.

Im kontaminierten Vergleichsareal nimmt der Sauerstoffgehalt (vgl. Abb. 3.23) im Laufe der drei Jahre zu, während parallel die Schadstoffkonzentrationen abnehmen. Es liegt nahe, dass die Sauerstoffzehrung zurückgeht, da hier geringere Schadstoffmengen für den Abbau zur Verfügung stehen. Diese Ergebnisse werden durch die Bodenanalytik gestützt. Bei der Abschlussbeprobung lagen die MKW-Gehalte bis in 4 m Profiltiefe unter 100 mg kg^{-1} TS, die BTEX- und Alkylbenzolgehalte unter 100 µg kg^{-1} TS.

Die statistische Auswertung aller Messwerte in einer Korrelationsmatrix bestätigt, dass die Korrelation der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte signifikant sehr hoch negativ ist. Gegenüber dem organischen Gesamtkohlenstoff und den n-Alkanen weist Kohlendioxid eine mittlere positive Korrelation und Sauerstoff eine mittlere negative Korrelation auf.

3.1.2.4 Qualitätssicherung bei der Bodenluftbeprobung

Um die potenzielle Varianz der Messparameter innerhalb eines Monitoring-Intervalls durch äußere Einflussfaktoren, wie zum Beispiel Temperatur und Bodenfeuchte, zu ermitteln, wurde von Mai bis Oktober 2003 zweiwöchentlich eine Bodenluftmessung durchgeführt. Nach den Ergebnissen kann eine von den äußeren Bedingungen am Messtag abhängige Variabilität der Messwerte bei Lufttemperaturen über 5 °C (VDI 3865) insbesondere für die Parameter Kohlendioxid, C-Gesamt und n-Alkane als sehr gering eingestuft werden. Unter Berücksichtigung der vierteljährlich erhobenen Daten wirken sich vielmehr die jahreszeitlich bedingten Veränderungen des Bodenmilieus auf die mikrobielle Aktivität und die Freisetzung von Schadstoffen in die Bodenluft und somit auf die Konzentrationen am Messtag aus. Danach lässt sich folgern, dass Bodenluftmessungen im Abstand von drei Monaten trotz des weiten zeitlichen Beprobungsabstandes geeignet sind, um Trends im Hinblick auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse erkennen zu lassen. Ein größerer Beprobungsabstand hingegen würde zu deutlichen Datenlücken führen.

3.1.2.5 Ableitung von Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser

Aus den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft können mit Hilfe der empirischen Henry-Konstante (Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient) auch Ableitungen für die Konzentrationen im Sickerwasser, und damit im Schutzgut Grundwasser, getroffen werden (GRATHWOHL 2000, LABO 2003). Die Berechnung basiert auf der Annahme, dass sich aufgrund des hohen Diffusionskoeffizienten leichtflüchtiger Schadstoffe zwischen dem Sicker- bzw. Kapillarwasser und der Bodenluft ein lokales Gleichgewicht einstellt. Die Henry-Konstante (H) lässt sich durch den Quotienten aus dem Partialdruck des Schadstoffes in Luft und dessen Wasserlöslichkeit beschreiben (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1994):

$\mathbf{H = C_g * C_w^{-1}}$; C_g= Stoffkonzentration in der Gasphase, C_w= Stoffkonzentration in Wasser

In Tab. 3.4 sind die temperaturkorrigierten Henry-Konstanten ausgewählter Schadstoffe und die daraus resultierenden Schadstoffbelastungen im Sickerwasser bei einer Bodenluftkonzentration von 10 mg m^{-3} angegeben (REISINGER & GRATHWOHL 1996). Die angenommene Temperatur von 10 °C liegt knapp unter dem Jahresdurchschnitt der Bodentemperaturen (11-12 °C) am TL Schäferhof-Süd (vgl. Kap. 3.1.5). Aus den mittleren Bodenluftkonzentrationen der Messstelle im Testfeld wurde für die leichtflüchtigen Schadstoffe eine Prognose der Sickerwasserkonzentrationen für das TL Schäferhof-Süd durchgeführt (Anhang 2.7), die in Tab. 3.4 exemplarisch für den Zeitraum von Juni bis Dezember 2003 dargestellt ist.

Die nach dieser Methode berechneten BTEX-Konzentrationen im Sickerwasser (2002: 1.021 µg l^{-1}, 2003: 1.460 µg l^{-1}, 2004: 428 µg l^{-1}) entsprechen in der Größenordnung den Ergebnissen der Grundwasseruntersuchungen an der Testfeldmessstelle MP2-f (50-1300 µg l^{-1}). Für die n-Alkane liegen keine Vergleichswerte vor. Dieses Ergebnis zeigt auf der einen Seite, dass die Qualität der Bodenluftuntersuchungen am TL Schäferhof-Süd für eine Abschätzung des quantitativen Austrages leichtflüchtiger Schadstoffe mit dem Sickerwasser ausreichend war, und auf der anderen Seite, dass die Bodenluftuntersuchungen nicht nur Rückschlüsse auf die Schadstoffgehalte im Boden, sondern auch auf die Größenordnung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser im direkten Abstrom des Testfeldes erlauben.

Tab. 3.4: Mit Hilfe der Henry-Konstante aus den Bodenluftkonzentrationen (BL) prognostizierte Schadstoffbelastungen im Sickerwasser (SW).

Schadstoff	H [-] bei 10 °C	SW-Konz. bei 10 mg m^{-3} in der BL [µg l^{-1}]	Mittlere BL-Konz. 2003 [mg m^{-3}]	SW-Konz. im Testfeld 2003 [µg l^{-1}]
n-Hexan	39,8	0,251	153	4
n-Heptan	39,4	0,254	305	8
n-Octan	56,2	0,178	58	1
Benzol	0,114	87,9	1	11
Toluol	0,126	79,2	3	22
Ethylbenzol	0,146	68,5	30	206
m/p-Xylol	0,106	94,6	120	1.135
o-Xylol	0,089	113	8	86
Summe BTEX				**1.460**

Fazit der Bodenluftuntersuchungen

Die während des Bodenluft-Monitorings am TL Schäferhof-Süd aufgenommenen Daten spiegeln die **Schadstoffverteilung** und die **mikrobiellen Abbauprozesse** im Boden wider. Ursächlich für die deutlichen Unterschiede zwischen Testfeld und Vergleichsarealen in der Bodenluftzusammensetzung und in den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft sind vor allem die Schadstoffgehalte im Boden.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass in karbonatarmen Böden sowohl die Sauerstoff- als auch die Kohlendioxidgehalte wichtige Anzeiger für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse im Boden sind. Der Sauerstoffverbrauch und die Kohlendioxidproduktion sind zusammen mit den Schadstoffkonzentrationen als **Indikatoren für mikrobielle Abbauprozesse** in der wasserungesättigten Bodenzone geeignet. Wie die unterschiedlichen Ergebnisse im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal zeigen, ist eine alleinige Messung der Bodenatmung oder der Schadstoffkonzentrationen hingegen nicht ausreichend, um die ablaufenden Prozesse korrekt zu erfassen. Das unkontaminierte Vergleichsareal hat verdeutlicht, dass ohne den Einfluss mikrobieller Abbauprozesse über den Zeitraum von drei Jahren relativ konstante Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte vorliegen.

Veränderungen des Bodenmilieus wie zum Beispiel Schwankungen der Bodentemperatur oder der Bodenfeuchte wirken sich auf die mikrobielle Aktivität und die Freisetzung der

Schadstoffe aus. Diese hier als **Jahreszeiteneffekt** benannte Einflussgröße spielt vor allem in stärker kontaminierten Böden eine wichtige Rolle.

Unabhängig von gerätetechnischen Nachweisgrenzen für die jeweiligen Schadstoffkonzentrationen der einzelnen Parameter scheint es darüber hinaus sinnvoll **Messbereiche** zu ermitteln, innerhalb derer eine Interpretation der Ergebnisse in Bezug auf biologische Abbauprozesse in der Bodenluft sinnvoll ist. Für das Monitoring der Bodenluft am TL Schäferhof-Süd kann aufgrund der Ergebnisse im kontaminierten Vergleichsareal festgestellt werden, dass bei Gehalten unterhalb von 100 mg m^{-3} organischen Gesamtkohlenstoffs, 10 mg m^{-3} n-Alkanen und 1 mg m^{-3} BTEX und Alkylbenzolen die Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte nicht mehr durch den mit steigender Bodentemperatur zunehmenden mikrobiellen Schadstoffabbau und durch die Schadstofffreisetzung beeinflusst werden.

BTEX-Konzentrationen in der Bodenluft können nach LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1998) bei einer angenommenen Verdünnung in der Atmosphäre von 1:1.000 bis zu Orientierungswerten von 1 mg m^{-3} Benzol, 900 mg m^{-3} Toluol und 600 mg m^{-3} Xylol/Ethylbenzol als tolerierbar (Schutzgut Mensch) eingestuft werden. Diese Konzentrationen wurden am TL Schäferhof-Süd bei keiner Messung erreicht.

Das **Bodenluft-Monitoring** am TL Schäferhof-Süd war prinzipiell geeignet, den mikrobiellen Schadstoffabbau im Boden nachzuweisen. Eine Quantifizierung von Abbauraten im Boden ist auf Grundlage der ermittelten Daten allerdings nicht möglich. Hierfür müssten spezielle In-situ-Respirationstests durchgeführt werden. An einem Standort wie dem TL Schäferhof-Süd hat sich ein Bodenluft-Monitoring über mehrere Jahreszyklen als unerlässlich erwiesen, um repräsentative Aussagen zur Einflussnahme von Jahreszeiteneffekten auf den natürlichen Schadstoffabbau und -rückhalt zu treffen und die Bodenluftdaten gegen Fehlinterpretationen abzusichern.

3.1.3 Sickerwasserdaten vom TL Schäferhof-Süd

Aufgrund geringer Sickerwassermengen durch technische Probleme sowie die frostbedingte Stilllegung der Sickerwassermessstellen in den Wintermonaten Dezember bis März liegen für viele Probennahmeintervalle keine oder nur unvollständige Analysenergebnisse vor. Insbesondere bei den 4 m tiefen Messstellen ist die Datenlage sehr lückenhaft, sodass bei der Beschreibung der einzelnen Messparameter überwiegend die Ergebnisse der Messstellen in 2 m Tiefe diskutiert werden. Eine (statistische) Auswertung der Messwerte der 4 m tiefen Messstellen wurde aufgrund der geringen Datenmenge nicht vorgenommen.

Die vollständigen Ergebnisse des Monitorings sind in Anhang 2.8 tabellarisch zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung ist HETTWER et al. (2006) zu entnehmen.

3.1.3.1 Sickerwassermenge

Die am TL Schäferhof-Süd in den verschiedenen Messstellen festgestellten Sickerwassermengen variierten zwischen den Probennahmeintervallen und aufgrund der extremen Unterschiede der Niederschlagsmengen in den Jahren 2002 und 2003 erheblich (vgl. Kap. 3.1.5). Die innerhalb der dreimonatigen Probennahmeintervalle gesammelten Sickerwassermengen waren an den 2 m tiefen Messstellen tendenziell im Juni und September am höchsten und lagen signifikant über denen der Saugkerzen in 4 m Tiefe. Im unkontaminierten Vergleichs-

areal lag die Versickerung aufgrund des größeren Porenvolumens im Auffüllungskörper deutlich höher als im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal. Die an den Messstellen gesammelte Sickerwassermenge war weder mit der Niederschlagsmenge im Probennahmeintervall noch zeitlich versetzt mit dieser korrelierbar. Nach dem HESSISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001) kann die Sickerwassermenge einem starken kleinräumigem Wechsel und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen sein. Neben dem Parameter Niederschlagsmenge wirkten sich Einflussgrößen wie die Wasserspeicherung im Boden, die Evapotranspiration des Bewuchses auf dem Testfeld und den Vergleichsarealen (Gräser, krautartige Pflanzen) und der oberflächennahe Abfluss auf die Sickerwassermenge aus.

3.1.3.2 Qualitätssicherung bei der Sickerwasserbeprobung

Sorption und technische Mängel

Aufgrund der an den Saugkerzen nach einigen Monaten einsetzenden Ausfällung von Metallhydroxiden, insbesondere Eisenhydroxid, wurden die Eisen-, Mangan-, Chrom- und Nickelgehalte einer Feststoffprobe der Ausfällungen mit den Herstellerangaben (STALATUBE 2002) des für die Saugkerzen verwendeten Edelstahls und den gemessenen (Fe) bzw. anzunehmenden Gehalten im Boden (Mn-, Cr-, Ni-Gehalte nach SCHEFFER 2002) verglichen. Die Zusammensetzung der Ausfällungen legte nahe, dass die Metallhydroxide nicht aus dem Edelstahlmaterial der Saugkerzen, sondern ganz überwiegend aus dem Boden stammten und es im Übergang vom Boden zur Saugkerze zu einer (teilweisen) Ausfällung der Bodenlösung kam. Die sehr niedrigen Gehalte gelösten Eisens im Sickerwasser bestätigten diese Vermutung.

Wiederfindung leichtflüchtiger Schadstoffe

In einer zusätzlich zur Routinebeprobung durchgeführten Untersuchung konnte mittels Dotierung mit deuteriertem Toluol bestätigt werden, dass die Probennahmetechnik mit Sammelflaschen unter Unterdruck für die Bestimmung leichtflüchtiger Substanzen wie BTEX oder Alkylbenzole – bedingt durch hohe Ausgasungsverluste – ungeeignet ist (vgl. LIESER & HUDEC 2001). Die Wiederfindungsrate des eingesetzten internen Toluolstandards lag in den unter Unterdruck stehenden Sammelflaschen bereits nach einem Tag unter 10 % (Anhang 2.9). Nach einer Woche bzw. einem Monat sank die Wiederfindungsrate des Standards im Sickerwasser unter 1 %. Die Verflüchtigung der aromatischen Kohlenwasserstoffe bei der Entnahme der Proben und kontinuierliche Abbauprozesse im aufgefangenen Sickerwasser während der Standzeit führten in der unter Normaldruck verbliebenen Kontrollprobe nach einem Monat ebenfalls zu einer geringen Wiederfindungsraten (54 % des Anfangswertes). Es ist zu erwarten, dass sich Verflüchtigung und Abbau bei höheren Lufttemperaturen während der Sommermonate deutlich verstärken.

Es kann davon ausgegangen werden, dass der für Toluol exemplarisch durchgeführte Versuch sich größtenteils auf die anderen leichtflüchtigen Schadstoffe übertragen lässt. Damit bietet die angewendete Probennahmetechnik bei den geringen Sickerwassermengen am Standort nicht die geeigneten Voraussetzungen, BTEX und andere Alkylbenzole im Sickerwasser zu bestimmen und über diese Parameter die natürlichen Abbauprozesse im Boden bzw. den Schadstoffaustrag ins Grundwasser zu dokumentieren.

Beeinflussung der physikochemischen Parameter

Durch einen weiteren Zusatzversuch konnte gezeigt werden, dass es innerhalb eines vierwöchigen Zeitraumes zu einer Veränderung von Messergebnissen wichtiger physikochemischer Parameter – sowohl bedingt durch die Standzeit als auch den angelegten Unterdruck – kam. Der pH-Wert stieg während der vierwöchigen Standzeit um 0,2 bis 0,6 Einheiten, offensichtlich bedingt durch die Ausgasung von Kohlendioxid und eine Verschiebung des Kohlensäuregleichgewichts. Die Nitratkonzentration stieg um bis zu etwa 60 % (möglicherweise bedingt durch eine Nitrifizierung von Ammonium im Sickerwasser), die Sulfatkonzentration stieg ebenfalls um bis zu etwa 60 % während der Standzeit. Die Veränderung des Parameters Leitfähigkeit war vernachlässigbar. Aus den Ergebnissen wurde der Schluss gezogen, dass sich die Probennahmetechnik von Sickerwasser mittels Saugkerzen für die Bestimmung physikochemischer Parameter nur bedingt eignet. Bei der Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser müssen potenzielle Messwertveränderungen berücksichtigt werden und es muss eine Prüfung der Plausibilität der Daten erfolgen.

3.1.3.3 Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser

Die im Sickerwasser gemessenen **MKW**-Konzentrationen lagen zumeist unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg l^{-1}. Aufgrund der im Bodeneluat (T-B7) gemessenen MKW-Konzentrationen bis 0,5 mg l^{-1} (0-4 m u. GOK) und der im Grundwasser (MP2) bestimmten Konzentrationen von 0,3-1,2 mg l^{-1} ist allerdings von deutlich höheren Konzentrationen im ursprünglichen Sickerwasser auszugehen. Zusätzlich zur potenziellen Adsorption an der inneren Oberfläche der Saugkerzen ist davon auszugehen, dass sich die für Toluol nachgewiesenen Effekte (Kapitel 3.1.3.2) anteilig auch auf die Wiederfindungsrate der aliphatischen Kohlenwasserstoffe, insbesondere die flüchtigen Anteile, auswirkten und zu Minderbefunden führten. Nach den im durchgeführten Zusatzversuch gewonnenen Erkenntnissen wurden die zunächst an den Sickerwassermessstellen aufgenommenen Daten für **BTEX** und andere **Alkylbenzole** nicht bewertet.

3.1.3.4 Physikochemische Parameter im Sickerwasser

Bei den Messdaten des Sickerwassers sind die Unterschiede zwischen den Messstellen im Testfeld und in den Vergleichsarealen zwar nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Bodenluftpegeln, aber für einzelne **physikochemische Parameter** lassen sich durchaus Trends bezüglich des mikrobiellen Schadstoffabbaus und gewisse Jahreszeiteneffekte ablesen.

Für den Parameter **Nitrat** zeigen sich Unterschiede bei den Messstellen im Testfeld und in den Vergleichsarealen sowie zwischen den Probennahmeintervallen im Winter und im Sommer (s. Abb. 3.25). Im Testfeld konnte lediglich an der im nördlichen Teil des Testfeldes liegenden Messstelle T-SW2_2 Nitrat nachgewiesen werden (5-60 mg l^{-1}). In den Vergleichsarealen liegen an den 2 m tiefen Messstellen Nitratkonzentrationen von 10 bis 130 mg l^{-1} vor. An allen 4 m tiefen Messstellen ist kein Nitrat nachweisbar. Bei der Betrachtung der Messwerte im Boxplot-Diagramm (s. Abb. 3.26) das heißt ohne die zeitliche Auflösung zu berücksichtigen, werden die Unterschiede zwischen den Messstellen im Testfeld und in den Vergleichsarealen noch deutlicher: Mit abnehmender Schadstoffkonzentration im Boden steigen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser stehen offensichtlich in Zusammenhang mit dem Verbrauch von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor beim mikrobiellen Abbau der organischen Schadstoffe.

Phosphat konnte im Sickerwasser nicht nachgewiesen werden.

Bei den **Sulfat**konzentrationen lassen sich in den Zeitreihen kaum Unterschiede zwischen den Messstellen erkennen. Die Werte lagen zumeist zwischen 2 und 73 mg l^{-1} SO_4^{2-}. Der hauptsächliche Anteil des Sulfats im Sickerwasser ist sehr wahrscheinlich auf die Lösung sulfathaltiger Minerale im Boden zurückzuführen. Wie inhomogen diese Lösungsprozesse am Standort sind – und damit zu unterschiedlich hohen Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser führen können –, ist nicht abzuschätzen. Unter Betrachtung der gesamten Messwerte im Boxplot-Diagramm (s. Abb. 3.26) fällt allerdings auf, dass die Median- und Interquartilwerte im kontaminierten Vergleichsareal über denen der Messstellen im Testfeld lagen. Eine Reduzierung der Sulfatkonzentrationen an Messstellen, die im Bereich hoher Schadstoffkonzentrationen im Boden liegen, legt nahe, dass mikrobiologische Abbauprozesse unter Nutzung von Sulfat als alternativem Elektronenakzeptor zu den Unterschieden zwischen den Messstellen beitragen.

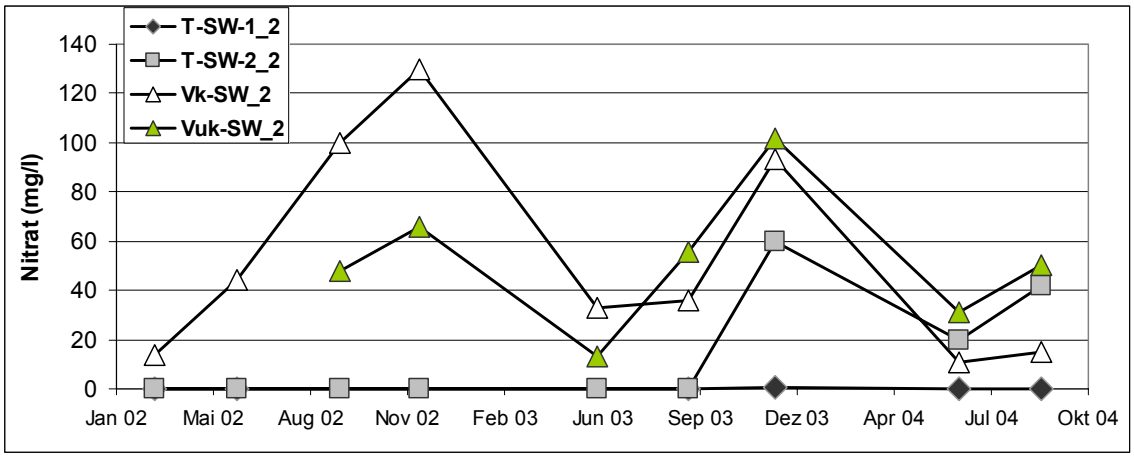


Abb. 3.25: Nitratkonzentrationen (mg l^{-1}) zwischen März 2002 und September 2004 an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

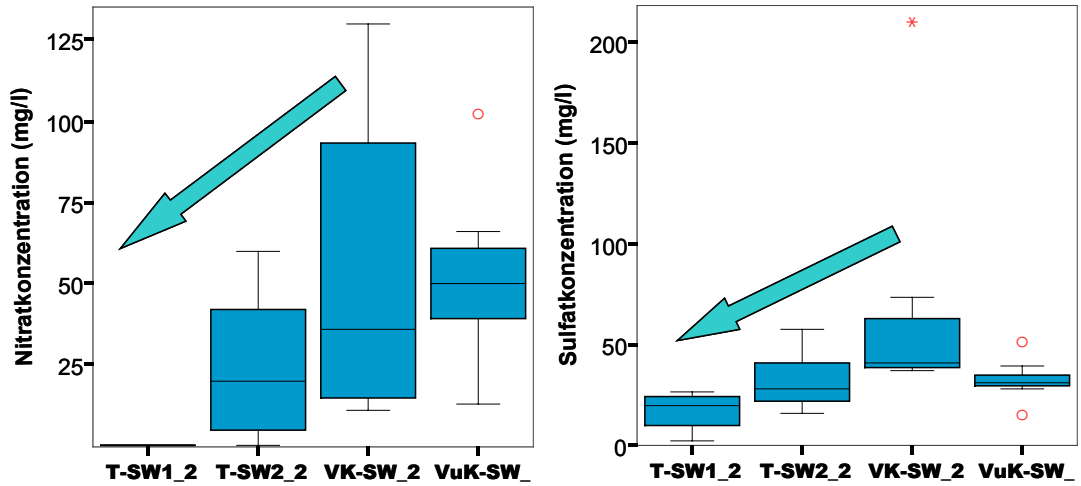


Abb. 3.26: Boxplot-Diagramm der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

Die elektrische **Leitfähigkeit** ergibt sich aus der Summe der im Wasser gelösten Ionen und wird am Standort somit stark durch die Konzentrationen von **Hydrogenkarbonat**, Nitrat und Sulfat beeinflusst. An der Messstelle T-SW1_2 liegen die Messwerte der Leitfähigkeit und

der Hydrogenkarbonatkonzentrationen (Säurekapazität) über denen der nördlicheren Messstellen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal (Abb. 3.27). Erhöhte Hydrogenkarbonatgehalte können in karbonatarmen Böden einen Hinweis auf mikrobiellen Schadstoffabbau geben, da das beim Abbau gebildete Kohlendioxid zu einer Aufhärtung von Sicker- und Grundwasser führen kann. Der Auffüllungskörper im Bereich des unkontaminierten Vergleichsareals führt aufgrund des geogenen Karbonatanteils im Boden (1.000 mg kg^{-1} $CaCO_3$) zu mehrfach höheren Werten, die nicht in Zusammenhang mit mikrobiellen Prozessen zu sehen sind. Die Leitfähigkeit und die Hydrogenkarbonatkonzentrationen korrelieren signifikant positiv miteinander (R=0,995). Ein jahreszeitlicher Trend ist nicht zu erkennen.

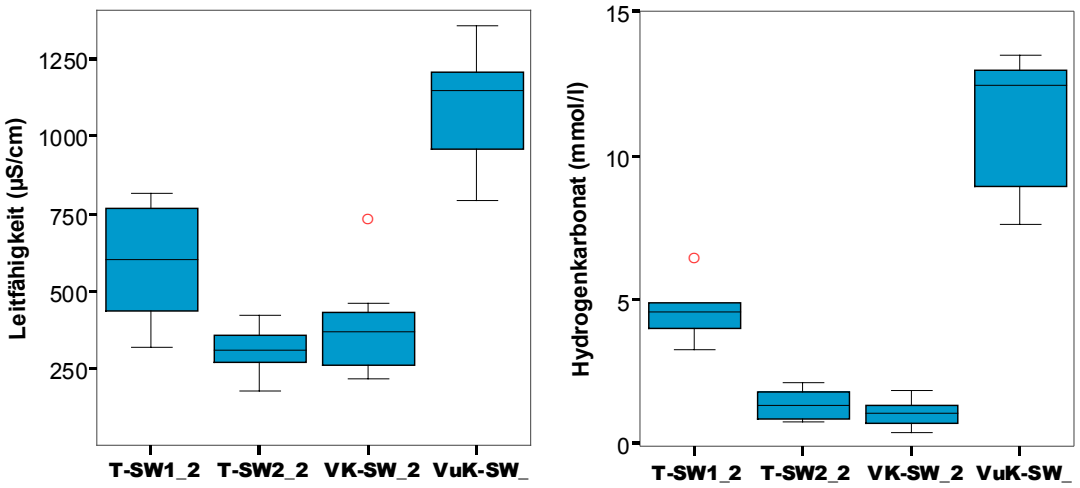


Abb. 3.27: Boxplot-Diagramm der Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) und der Hydrogenkarbonatkonzentrationen (mmol l^{-1}) an den 2 m tiefen Messstellen.

Die **pH-Werte** der Sickerwasserproben lagen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal meist im neutralen bis leicht basischen Milieu (6,5-7,5), das optimale Voraussetzungen für den Schadstoffabbau bietet. Da im Bereich des Testfeldes karbonatarme Sandböden anstehen, muss allerdings von einem originär deutlich tieferen pH-Wert des Sickerwassers im Boden ausgegangen werden. Dies zeigen auch die pH-Werte im Bodeneluat (Testfeld 4,9-5,7), die zum Zeitpunkt der Abschlussuntersuchung immer noch etwa 1-2 pH-Einheiten unter den Sickerwasserwerten lagen. Eine Erklärung hierfür bietet die Standzeit des Sickerwassers in den Sammelflaschen (vgl. Kap. 2.1.5.3). Es ist anzunehmen, dass Ausgasungsprozesse von gelöstem Kohlendioxid während der Verweildauer des angesaugten Wassers bis zur Probennahme unter beständigem Unterdruck zu einer pH-Erhöhung im Wasser führten. Damit könnte es zu einer Verschiebung des pH-Wertes des ursprünglich sauren Sickerwassers im Boden zu einem neutralen pH-Wert in den gemessenen Proben gekommen sein. Von einer generellen Anreicherung des Sickerwassers mit Kohlendioxid kann aufgrund der hohen Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft ausgegangen werden. Im kontaminierten Vergleichsareal machen sich aufgrund der geringeren Kohlendioxidproduktion die Auswirkungen auf die pH-Verschiebung im Sickerwasser nicht so stark bemerkbar wie an den Messstellen im Testfeld. Das unkontaminierte Vergleichsareal weist gegenüber dem Testfeld und dem kontaminierten Vergleichsareal insgesamt höhere pH-Werte auf (7,5-8), die aus den Karbonatanteilen im Auffüllungskörper resultieren (vgl. Abb. 3.28). Der pH-Wert unterliegt an allen Messstellen zwischen den Probennahmeintervallen Schwankungen, die wahrscheinlich nicht in Zusammenhang mit den Schadstoffgehalten im Boden stehen, sondern auch hier vielmehr von der Verweilzeit des Sickerwassers in den Sammelflaschen bis zur Probennahme abhän-

gen (vgl. Kap. 2.1.5.3). Aufgrund der durch die Probennahmetechnik bedingten potenziellen Messwertverschiebungen ist eine zusätzliche Bestimmung des pH-Wertes im Bodeneluat für die Beurteilung der Milieubedingungen unerlässlich.

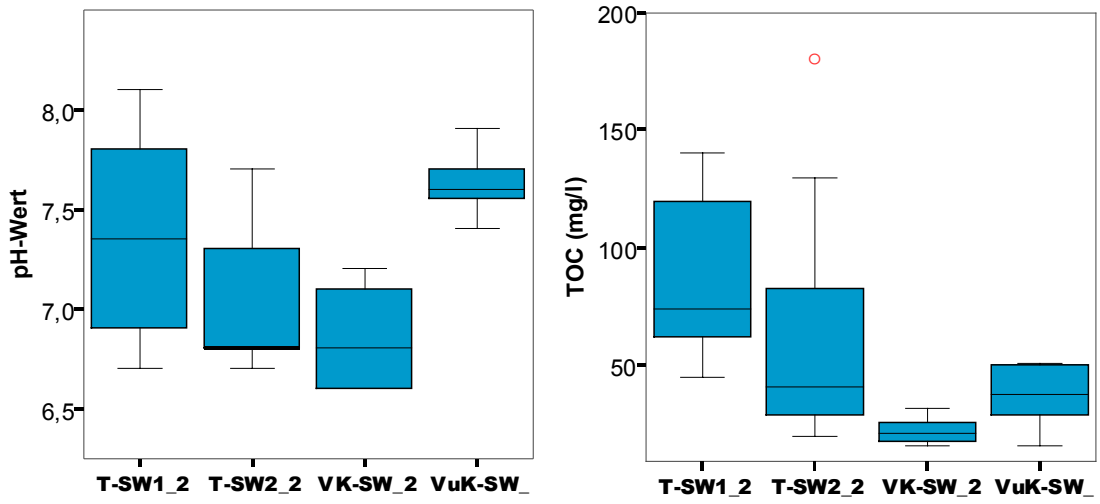


Abb. 3.28: Boxplot-Diagramm des pH-Wertes und der TOC-Konzentrationen (mg l^{-1}) an den 2 m tiefen Messstellen.

Beim der im Sickerwasser gemessenen organischen **Gesamtkohlenkonzentration** (**TOC –** Total Organic Carbon, DOC – Dissolved Organic Carbon) ist im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal wiederum die Abhängigkeit der Konzentrationen von der jeweiligen Schadstoffkontamination im Boden erkennbar (Abb. 3.28). Der TOC setzt sich zusammen aus den natürlichen organischen Verbindungen (Humusanteil) und den organischen Schadstoffverbindungen. Vor dem Hintergrund der vorliegenden Bodenart und der fehlenden bis geringen Kontamination im unkontaminierten Vergleichsareal ist anzunehmen, dass dort die TOC-Konzentration im Sickerwasser hauptsächlich aus dem Humusanteil im Boden resultiert. In den humusarmen Böden des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals dagegen ist als TOC-Quelle von den Schadstoffen im Boden auszugehen. Wie stark die TOC-Konzentrationen im Sickerwasser durch Adsorptionsprozesse am Saugkerzenmaterial beeinflusst sind, wurde im Projektverlauf nicht geklärt. Dass die bei GIESE et al. (2003) beschriebenen Filtrations- und Adsorptionseffekte sich auch auf die TOC-Konzentrationen im Sickerwasser auswirken, ist nicht auszuschließen. Die anfänglich starke Abnahme der TOC-Konzentrationen an den Testfeldmessstellen könnte demnach auch als zunehmender Stoffverlust durch eine mit der Zeit verstärkte Adsorption an der Saugkerze interpretiert werden. An allen Messstellen lag der gemessene Kohlenstoff komplett in gelöster Form (DOC) vor.

Die sehr niedrigen Konzentrationen gelösten **Eisens** im Sickerwasser (Testfeld: < 5,5 mg l^{-1}, Vergleichsareale < 0,1 mg l^{-1}), lassen sich auf die Ausfällungen von Eisenhydroxiden in den Schläuchen und in den Saugkerzen zurückführen (vgl. Kap. 3.1.3.2). Die bei der Probennahme im Dezember 2003 zusätzlich durchgeführte Eisen(II)-Bestimmung zeigte an der Messstelle T-SW1_2 im Testfeld, dass den überwiegenden Anteil der Eisenkonzentrationen Fe(II)-Ionen ausmachten. Das heißt, dass das dreiwertige, oxidierte Eisen fast vollständig ausgefällt wurde und nur der reduzierte zweiwertige Anteil in Lösung verblieben ist. Ob die Unterschiede zwischen der Messstelle (Abb. 3.29) im stark kontaminierten Bereich des Testfeldes und den anderen Messstellen lediglich auf variierenden Eisenkonzentrationen im

Boden oder auf einer erhöhte Eisen(II)-Freisetzung im Zuge von Reduktionsprozessen beim biologischen Schadstoffabbau basieren, konnte nicht geklärt werden.

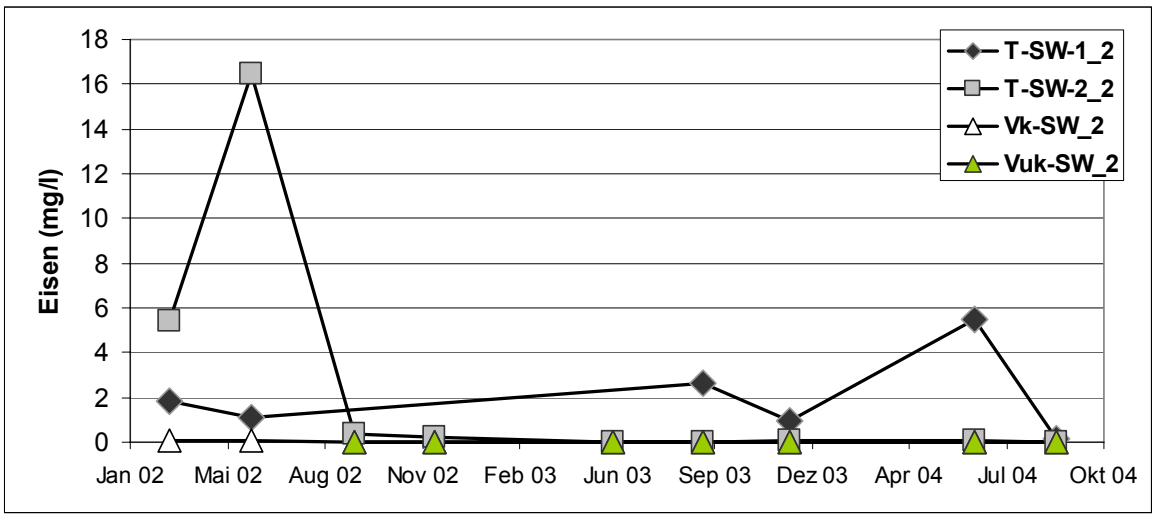


Abb. 3.29: Eisenkonzentrationen (mg l^{-1}) zwischen März 2002 und September 2004 an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

3.1.3.5 Ableitung des Schadstoffaustrages mit dem Sickerwasser ins Grundwasser

Nach den aufgeführten Einschränkungen waren die Parameter MKW, BTEX, Alkylbenzole und Benzoesäure für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse über ein Sickerwasser-Monitoring ungeeignet. Für die Abschätzung der MKW-Konzentrationen im Sickerwasser bietet sich daher an, auf die Analysenergebnisse von Bodeneluaten, wie sie bei der Start- und der Abschlussuntersuchung im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal ermittelt wurden, und auf die Konzentrationen im Grundwasser zurückzugreifen. Zu beachten ist, dass aufgrund des hohen Wasser-zu-Boden-Verhältnisses bei der Eluatherstellung die gelösten organischen Schadstoffkonzentrationen deutlich über denen normaler Feldbedingungen liegen können.

Im so genannten "worst case", bei dem das im Eluat gemessene Maximum von 0,5 mg l^{-1} MKW angenommen wird, ergäbe sich bei einer Grundwasserneubildungsrate von 350 mm a^{-1} (entsprechend 350 l m^{-2} a^{-1}) demnach ein maximaler MKW-Eintrag ins Grundwasser von 175 mg m^{-2} a^{-1}. Die Eluatwerte des gealterten Schadensherdes im Testfeld liegen deutlich unter der von GELLER (2001) angegebenen Gesamtwasserlöslichkeit von Mitteldestillaten wie Dieselöl und Heizöl (5-20 mg l^{-1}).

BTEX und Alkylbenzole weisen eine höhere Löslichkeit als die langkettigen Aliphate eines Dieselkraftstoffes auf. Der Eintrag ins Grundwasser ist allerdings durch die Sättigungskonzentration im Sickerwasser limitiert. Die Berechnung der Konzentrationen leichtflüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser über die Konzentrationen in der Bodenluft wurde bereits in Kapitel 3.1.2.5 dargestellt. Die berechneten BTEX-Konzentrationen im Sickerwasser lagen zwischen 400 und 1.500 µg l^{-1}. Hieraus ergibt sich bei gleicher Grundwasserneubildungsrate von 350 l m^{-2} a^{-1} eine BTEX-Fracht von 150.000 bis 500.000 µg m^{-2} a^{-1} (Anhang 2.7).

Fazit aus den Sickerwasserdaten

Um Sickerwasser aus einem ungestörten, nicht durch die Probenaufbereitung beeinflussten Boden zu gewinnen, fiel im Forschungsprojekt die Entscheidung, für In-situ-Untersuchungen Edelstahlsaugkerzen zu verwenden. Das Kerzenmaterial sollte nach dem damaligen Forschungsstand für die Bestimmung organischer Schadstoffe im Sickerwasser geeignet sein. Um die inhomogene Schadstoffsituation im Boden zu berücksichtigen, wurden allein im Testfeld vier Edelstahlsaugkerzen in zwei verschiedenen Tiefen eingebaut.

Den Vorteilen dieser Probengewinnung, wie der direkte Bezug der Ergebnisse auf die am Standort vorherrschenden Feldbedingungen und auf die jahreszeitlichen Einflussfaktoren, standen in der praktischen Umsetzung verschiedene Nachteile entgegen:

- Die Sickerwassermengen waren aufgrund technischer Probleme, mangelnder Niederschläge oder lang anhaltender Frostphasen oft nicht ausreichend für die Probengewinnung und damit für die analytische Bestimmung der festgelegten Parameter.
- Durch Ablagerungen von Eisenhydroxidbelägen in den Saugkerzen konnte an einigen Messstellen kein Sickerwasser gewonnen werden. Die Eisenhydroxidbeläge erhöhten mit großer Wahrscheinlichkeit auch die Sorption organischer Schadstoffe am Material.
- Die Probennahme mittels Saugkerzen eignete sich nicht für die Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser, da die gemessenen MKW-Konzentrationen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht den ursprünglichen Konzentrationen im Boden entsprachen (Sorption, Verflüchtigung, Abbau während der Standzeiten).
- Der Austrag leichtflüchtiger (leicht löslicher) Schadstoffe mit dem Sickerwasser konnte aufgrund der geringen Wiederfindungsraten für leichtflüchtige Schadstoffe in den Probensammelgefäßen nicht beurteilt werden (Verflüchtigung durch Unterdruck und Probennahme, Schadstoffabbau während der Standzeiten).
- Die Milieubedingungen des Sickerwassers wurden durch die Probennahme so verändert, dass empfindliche Parameter (pH-Wert) starken Messwertverschiebungen ausgesetzt waren und nur geringe Rückschlüsse auf die originären Milieubedingungen zuließen.
- Die lückenhaften Datenreihen erschwerten eine Beurteilung der vorliegenden Ergebnisse sowohl in Bezug auf deren normale Messwertschwankungen als auch in Bezug auf die Einflussnahme der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse.
- Für die Einrichtung der Messstellen und die monatliche Probennahme war ein hoher technischer und personeller Arbeitsaufwand erforderlich, der nicht im Verhältnis zu den gewonnenen Ergebnissen stand.

Als Schlüsselparameter für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse bestätigten sich die Nitrat- und Sulfatkonzentrationen sowie der pH-Wert und die Hydrogenkarbonatkonzentrationen. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und – in Abhängigkeit vom Redoxmilieu – auch die Sulfatkonzentrationen sind durch die Höhe der Schadstoffkonzentrationen im Boden beeinflusst und lassen insbesondere im Vergleich unterschiedlich stark kontaminierter Böden qualitative Rückschlüsse auf den mikrobiellen Abbau zu. Im unkontaminierten Vergleichsareal nahm der aufgefüllte Boden entscheidenden Einfluss auf die Messdaten.

Das Sickerwasser-Monitoring mittels Saugkerzen hat am TL Schäferhof-Süd keine ausreichende Datenlage für die Beurteilung der natürlichen Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone erbracht. An anderen Standorten, die aufgrund des Bodentyps oder der Niederschlagsmenge erwarten lassen, dass eine Sickerwassergewinnung in ausreichendem Maß erfolgt, wäre abzuwägen, ob der aufwändige Betrieb von Saugkerzen in Relation zur Qualität der Messergebnisse, die gewonnen werden sollen, steht.

3.1.4 Grundwasserdaten vom TL Schäferhof-Süd

Die Grundwasserdaten wurden von der Abteilung für Umweltanalytik (Prof. W. Püttmann) der Universität Frankfurt am Main ausgewertet und interpretiert. Um ein vollständiges Bild über die am TL Schäferhof-Süd beprobten Kompartimente zu geben, soll an dieser Stelle nur eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse und Interpretationen erfolgen, die im Abschlussbericht des Projektes (HETTWER et al. 2006) gegeben werden.

Die Grundwasseruntersuchungen am Standort wurden durchgeführt, um die hydrogeochemischen Anstromverhältnisse und den Schadstoffaustrag aus der wasserungesättigten Bodenzone zu ermitteln. Die Untersuchungen ermöglichen weiterhin Aussagen über die Schadstoffverteilung und die zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte im wassergesättigten Bodenbereich. Die Messstellengruppen waren so über das untersuchte Gelände in Form einer Transekte verteilt, dass Anstrom, Haupteintragsherd (Testfeld) und Abstrom in Grundwasserfließrichtung erfasst wurden. Das untersuchte **Schadstoffspektrum** umfasste MKW und BTEX, wobei MKW in allen Messstellen während des Beobachtungszeitraumes nur in vernachlässigbaren Konzentrationen oder unterhalb der Bestimmungsgrenze vorlag. Die Grundwassermessstelle im Anstrom war über den gesamten Monitoring-Zeitraum schadstofffrei und fungierte als Referenz für die anderen Messstellengruppen. Räumlich war in den oberen Schichten des Grundwassers in Fließrichtung ein BTEX-Anstieg zu beobachten. In den tief verfilterten Messstellen wurden, mit Ausnahme der Messstelle MP 5 im Abstrom, keine Schadstoffe nachgewiesen. Die höchsten BTEX-Konzentrationen wurden an der GWM MP 5-flach mit 6.900 µg l^{-1} gemessen. Die Konzentrationsprofile zeigen an, dass mit dem bestehenden Messstellenaufbau die Abstromfahne nur zu einem Teil erfasst wird. Die Betrachtung der Schadstoffkonzentrationen und der relativen Verteilung der BTEX-Aromaten an den einzelnen Messpunkten hat ergeben, dass das Testfeld nicht den alleinigen Eintragsherd für BTEX in das Grundwasser repräsentiert, sondern weitere Schadensquellen Einfluss auf die Kontamination des Grundwassers am TL Schäferhof-Süd nehmen.

Die Schadstoffe werden einerseits durch das Sickerwasser und andererseits durch Lösungsprozesse infolge von **Schwankungen des Grundwasserspiegels** (23,4 m ü. NN bis 25,2 m ü. NN) in den Grundwasserleiter eingetragen. Die Schadstoffgehalte im Boden sind im Bereich des Kapillarsaums am höchsten, weshalb die Konzentration leicht löslicher Kontaminanten (BTEX) im Grundwasser erheblich durch den Stand des Grundwasserspiegels beeinflusst wird. Im Verlauf der dreijährigen Beprobung war tendenziell ein Anstieg der BTEX-Konzentrationen im Grundwasser erkennbar. Gleichzeitig zeigten redoxsensitive Parameter wie Eisen(II), Nitrat, Sulfat, Methan und die Metaboliten deutlich einen mikrobiellen Abbau der BTEX-Aromaten über den gesamten Zeitraum. Die Abwesenheit von Sauerstoff und die Zehrung anderer Elektronenakzeptoren in den meisten Grundwassermessstellen ist ein Hinweis darauf, dass mikrobielle Abbauprozesse primär unter anaeroben Milieubedingungen ablaufen.

Fazit aus den Grundwasserdaten

Durch die Kontaminationen, die im Bereich des Testfeldes vorliegen, war der Abstrom erheblich mit BTEX-Aromaten belastet. Der Schadstoffeintrag in das Grundwasser erfolgte nur zum Teil über das Sickerwasser. Infolge starker Grundwasserspiegelschwankungen wurden leicht lösliche Schadstoffe aus dem hoch belasteten Kapillarsaum ausgetragen. Durch diese Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Boden sowie einem weiteren Eintragsherd für die Schadstofffahne ist eine Abschätzung der Abbau- und Rückhalteprozesse anhand der Schadstoffkonzentrationen nicht möglich. Die ausgewählten Schlüsselparameter geben allerdings deutliche Hinweise auf den mikrobiellen Abbau von BTEX im Grundwasser.

Am TL Schäferhof-Süd hat sich gezeigt, wie wichtig die gleichzeitige und eng vernetzte Untersuchung der wassergesättigten und der wasserungesättigten Bodenzone für eine fundierte Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse dort ist.

3.1.5 Klimadaten vom TL Schäferhof-Süd

Über einen Messzeitraum von drei Jahren zeigte sich, welchen starken Schwankungen die Klimaparameter, insbesondere die **Niederschlagsmenge** sowie die Luft- und die Bodentemperatur, unterliegen. Anhang 2.10 gibt einen grafischen Überblick der Klimadaten während der Projektlaufzeit. Ein Vergleich der Messdaten in den jeweiligen Kalendermonaten der Jahre 2002, 2003 und 2004 sowie die extrem unterschiedlichen Jahresniederschlagsmengen belegen die starken Klimaschwankungen während der Projektlaufzeit Die Summe der Niederschläge lag mit 498 mm im Jahr 2003 mehr als ein Drittel unter der der Jahre 2002 (798 mm) und 2004 (772 mm). Verantwortlich für die hohe Niederschlagssumme im Jahr 2002 waren die regenreichen Monate Februar, Juli und Oktober mit Niederschlagsmengen von 106 bis 124 mm (vgl. Abb. 3.30). Dementgegen erreichte im Jahr 2003 lediglich der Monat Juli einen Spitzenwert von 81 mm Niederschlag. Das Jahr 2003 war durch starke Trockenheit und hohe Lufttemperaturen in den Sommer- und Herbstmonaten geprägt. Niederschläge traten häufig als kurzzeitige Schauerereignisse mit Wassermengen von bis zu 15 mm pro Stunde auf. Der ausgetrocknete Boden war in diesem Fall nur bedingt in der Lage das Regenwasser aufzunehmen, sodass ein erhöhter Anteil oberflächlich abfloss und die Grundwasserneubildungsrate durch die geringen Mengen an Sickerwasser zurückging. Im Jahr 2004 wurden über das Jahr verteilt insgesamt wieder höhere Niederschlagsmengen verzeichnet.

Die mittleren monatlichen **Lufttemperaturen** lagen von Dezember 2002 bis Februar 2003 deutlich unter denen der Wintermonate der Jahre 2001/2002 und 2003/2004. Trotz der an einzelnen Tagen überdurchschnittlich hohen Lufttemperaturen des heißen Sommers 2003 lag der monatliche Durchschnitt nur knapp über dem der Jahre 2002 und 2004. Im Jahresmittel betrugen die Lufttemperaturen konstante 9,8-9,9 °C.

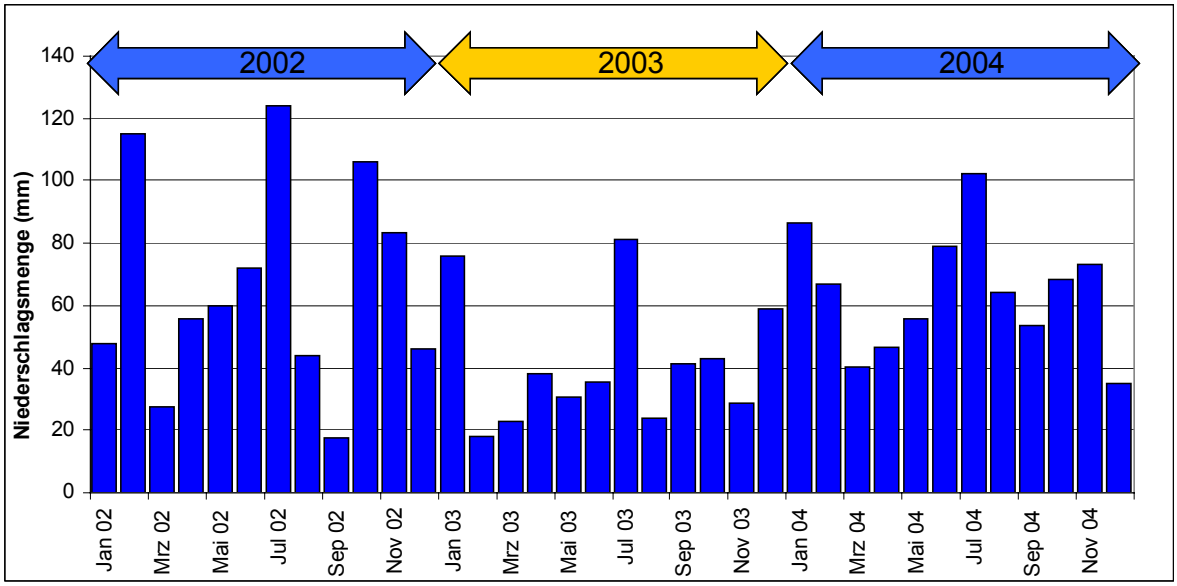


Abb. 3.30: Monatliche Niederschlagsmenge (mm) am TL Schäferhof-Süd in den Jahren 2002, 2003 und 2004.

Die **Bodentemperaturen** zeigten in den gemessenen Tiefen für die Winter- und die Sommermonate zwei unterschiedliche Temperaturprofile, die jeweils im Frühjahr und Herbst einem Wechsel unterlagen (s. Abb. 3.31). Während die Bodentemperatur im Winter mit der Bodentiefe zunahm, nahm sie im Sommer tendenziell mit der Tiefe ab.

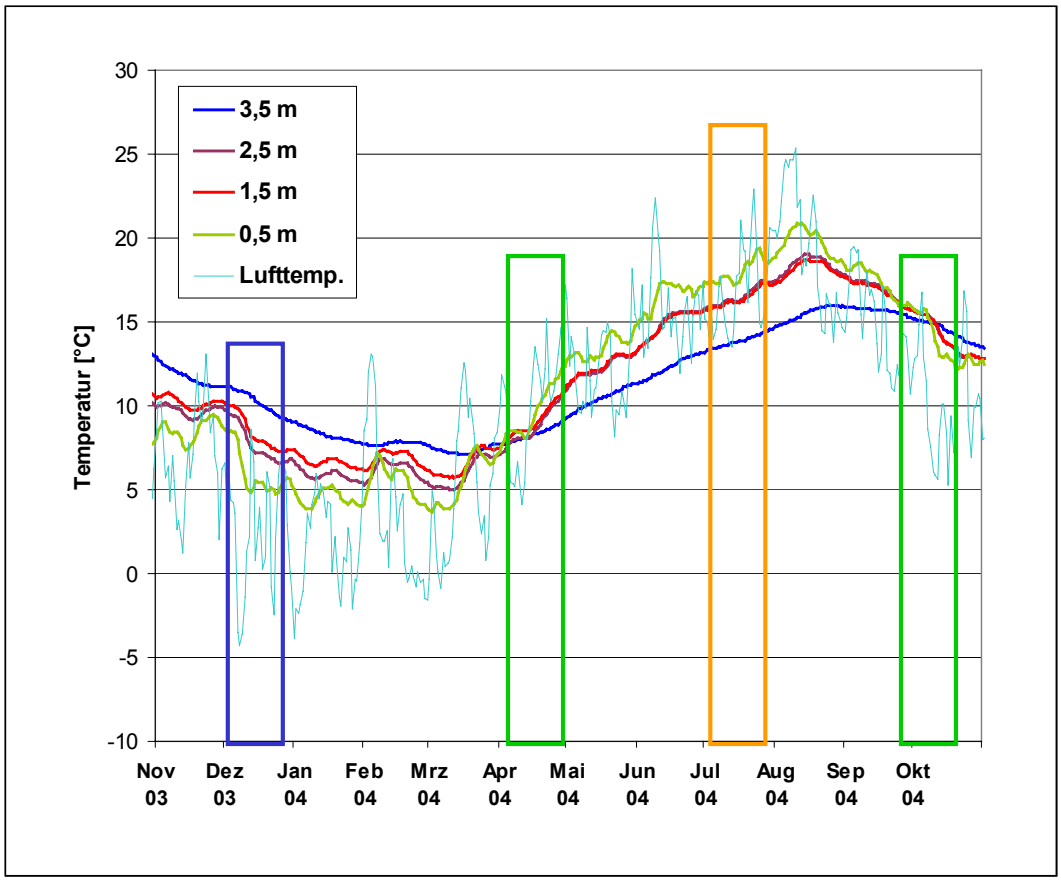


Abb. 3.31: Temperaturprofile am TL Schäferhof-Süd im Dezember 2003, April 2004, August 2004 und Oktober 2004. Im Sommer nimmt die Bodentemperatur mit der Bodentiefe ab, im Winter zu. Im Frühjahr und Herbst kehren sich die Temperaturprofile jeweils um.

Die Bodentemperatur in 0,5 m Tiefe ist stark durch die Lufttemperatur beeinflusst. Durch den heißen Sommer 2003 lagen die mittleren monatlichen Bodentemperaturen bis 1,5 m u. GOK ca. 2 °C über den Werten im Sommer 2002 und 2004. In der tiefsten Messstelle (3,5 m u. GOK) spielte vor allem der Einfluss der Grundwassertemperatur und der Wärmespeicherung des Bodens eine Rolle. Die Temperaturmessung zwischen 1,5 m und 2,5 m Bodentiefe wird anteilig von den genannten Effekten bestimmt. Im Jahresdurchschnitt lagen aber die Temperaturen an allen Sonden unabhängig von der Tiefe und den zwischenzeitlichen Schwankungen bei 11-12 °C (Mittelwerte 2002 und 2004).

Die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur sind die Schlüsselparameter unter den Klimaparametern. Der Luftdruck kann sich auf die Bodenluftmessungen auswirken, sodass keine Messungen unter extremen Luftdruckbedingungen erfolgen sollten. Liegt der Bodenluftpegel im Bereich hoher Schadstoffbelastungen, sind die Auswirkungen von Luftdruckschwankungen zumeist von untergeordneter Bedeutung, da ständig hohe Konzentrationen der zu messenden Gase produziert werden (LEWITZ 2004). Der Einfluss der weiteren gemessenen Klimaparameter war am TL Schäferhof-Süd von untergeordneter Bedeutung.

Der Vergleich der Daten der eigenen Wetterstation mit denen der Wetterstation Hannover vom Deutschen Wetterdienstes (DWD) zeigte, dass die Übertragbarkeit dieser Wetterdaten auf den Standort im Allgemeinen gegeben und die potenzielle Abweichung tolerierbar war.

Fazit aus den Klimadaten

Die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur sind die prioritären Schlüsselparameter unter den Klimadaten. In Abhängigkeit von den Niederschlägen und der anfallenden Sickerwassermenge variierte die Bodenfeuchte, die Einfluss auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen nimmt. Gleichzeitig sind die Sickerwassermenge und damit die Grundwasserneubildungsrate entscheidend für den Schadstoffaustrag ins Grundwasser. Die Bodentemperatur wird durch die allgemeine Klimasituation am Standort beeinflusst. Hohe Lufttemperaturen während der Sommermonate tragen maßgeblich zu höheren mikrobiellen Abbauraten bei.

Der Betrieb einer eigenen Wetterstation und die Datenauswertung sind sehr arbeitsaufwändig, sodass, wenn auf vergleichbare Daten nächstgelegener Wetterstationen, zum Beispiel des Deutschen Wetterdienstes (DWD), zurückgegriffen werden kann, die Übertragbarkeit dieser Wetterdaten auf den Standort im Allgemeinen gegeben und die potenzielle Abweichung tolerierbar ist. Die Bodentemperaturen können aus diesen Wetterdaten allerdings nur grob abgeschätzt werden, da je nach Standortlage, Bodenart und Grundwasserflurabstand die oberflächliche Aufheizung, die Wärmespeicherung und der Einfluss der Wassertemperatur variieren können.

3.2 Batch-Versuche

3.2.1 Bodenmaterial

Das für Batch- und Glassäulenversuche verwendete Bodenmaterial vom TL Schäferhof-Süd (Schneckenbohrungen, vgl. Kap. 2.2.1) wurde vorab auf den Schadstoffgehalte sowie einige grundlegende bodenphysikalische und -chemische Parameter untersucht. Die Mittelwerte der Dreifachbestimmungen (Februar 2002) sind in Tab. 3.5 zusammengefasst.

Tab. 3.5: MKW-Gehalte (Februar 2002 und März 2004), Trockensubstanz (TS), maximale Wasserhaltekapazität (WHK_{max}), pH-Wert und Kalkbedarf des Bodenmaterials für die Batch- und Glassäulenversuche.

Boden	Bodenart	MKW-Gehalt 02/2002 [mg kg^{-1}]	MKW-Gehalt 03/2004 [mg kg^{-1}]	TS [%]	WHK_{max} [% TS]	pH-Wert [-]	Kalkbedarf (pH-Ziel 7) [dt CaO ha^{-1}]
B1-EP	Feinsand - Mittelsand	2.555	2.375	96,4	15,8	5,7	3
B2-EP	Mittelsand, feinsandig	< 100	< 100	96,0	16,4	5,7	3
B3-EP	Feinsand - Mittelsand	1.611	952	95,9	15,2	5,6	1,5
B4-EP	Mittelsand, feinsandig, l. schluffig	< 100	n.b.	97,0	17,6	4,8	3
B5-EP	Feinsand, leicht schluffig	1.761	1.804	95,6	15,9	4,6	6-12
B6-EP	Feinsand, leicht schluffig	578	478	95,7	15,2	4,7	6-12

Trotz des geringen Abstands der Beprobungspunkte – Beprobungsfläche 2 m² – unterscheiden sich die Proben deutlich in ihrem MKW-Gehalt und dem pH-Wert im Boden. Während bei den Schadstoffen die Proben die geringsten Gehalte aufweisen, deren Bohrpunkte (B2, B4) am weitesten vom Testfeld entfernt liegen, ist bei den pH-Werten eine Unterscheidung nach nördlicher (B1, B2, B3) und südlicher (B4, B5, B6) Lage der Bohrpunkte zu treffen (s. Anhang 1.2).

3.2.2 pH-Wert-Optimierung

Die am TL Schäferhof-Süd entnommenen Bodenproben weisen in der Regel pH-Werte unter pH 6, nicht selten jedoch kleiner pH 5 auf (vgl. Kap. 3.1.1.6, Kap. 3.2.1), die als ungünstig für natürliche Abbauprozesse gelten.

Durch die Zugabe verschiedener Puffersubstanzen zum Boden der B5-EP konnte in allen Ansätzen der pH-Wert im Boden von ursprünglich 4,6 auf Werte zwischen pH 5,3 und pH 7,7 angehoben werden. Bei Zugabe von ungepuffertem Niederschlagswasser blieb der pH-Wert unverändert niedrig (pH 4,3-4,8). In Tab. 3.6 sind die mittleren pH-Werte der verschiedenen Ansätze und Kontrollen zusammengestellt.

Tab. 3.6: Mittlere pH-Werte der Ansätze im Vorversuch.
Der jeweils optimale Ansatz in jedem Versuchslauf ist grau hinterlegt.

Ansatz	Art des Puffers	Menge des Puffers	Niederschlags-wasser	pH-Wert
1	Tris-Maleat/NaOH (0,2 mol l^{-1})	2,7 ml		5,3
1K	*Kontrolle*		*2,7 ml*	*4,6*
2	Tris-Maleat/NaOH (0,2 mol l^{-1})	5,4 ml		5,6
2K	*Kontrolle*		*5,4 ml*	*4,8*
3	Tris-Maleat/NaOH (0,2 mol l^{-1})	8,1 ml		5,9
3K	*Kontrolle*		*8,1 ml*	*4,7*
4	Na_2CO_3/$NaHCO_3$ (0,2 mol l^{-1})	5,4 ml		7,0
4K	*Kontrolle*		*5,4*	*4,7*
5	$CaCO_3$	0,036 g	5,4 ml	5,8
6	$Ca(OH)_2$	0,026 g	5,4 ml	8,1
7	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,0180 g 0,0125 g	5,4 ml	7,2
8	*Kontrolle 5-7*		*5,4 ml*	*4,3*
9	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 5,4 ml ges. $Ca(OH)_2$ 1,7 g l^{-1}		6,4
10	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 8,1 ml ges. $Ca(OH)_2$ 1,7 g l^{-1}		7,3
11	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 1 g l^{-1}		6,8
12	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 8,1 ml $Ca(OH)_2$ 1 g l^{-1}		6,9
13	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 1 g l^{-1}		7,7
14	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 0,75 g l^{-1}		7,1
15	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 0,5 g l^{-1}		6,8
16	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,036 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 0,25 g l^{-1}		6,7
17	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,018 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 1 g l^{-1}		7,5
18	$CaCO_3$/ $Ca(OH)_2$	0,018 g 5,4 ml $Ca(OH)_2$ 0,75 g l^{-1}		7,5
19	*Kontrolle 17-18*		*5,4 ml*	*4,5*

Im ersten Versuchslauf (Ansätze 1-4) zeigte sich, dass durch Einsatz eines Karbonatpuffers eine optimale Pufferung des Bodens (pH 7) erzielt werden konnte. Um Puffersubstanzen zu verwenden, die den natürlichen Puffersystemen im Boden möglichst ähnlich sind und bereits

in der Praxis ihre Anwendung finden (Kalkung mit CaO), wurden in den folgenden Ansätzen $CaCO_3$ und $Ca(OH)_2$ verwendet. In den Ansätzen 5-8 wurden die Puffersubstanzen einzeln und als Gemisch mit einem CaO-Gehalt von 0,4 g kg^{-1} zugegeben. Dieser Wert ergibt sich zum einen aus dem Kalkbedarf der Bodenprobe B5-EP (Tab. 3.5) und zum anderen entsprechen 0,4 g kg^{-1} dem Richtwert der Kalkzugabe in Sandböden bei Sanierungen der Fa. Umweltschutz Nord (pers. Mitteilung N. Viebranz 2002). Mit dem Gemisch aus $CaCO_3$ und $Ca(OH)_2$ wurde eine optimale pH-Anhebung auf pH 7,2 erreicht.

Limitiert wird der Einsatz dieser Puffersubstanzen durch deren schlechte Wasserlöslichkeit ($CaCO_3$) bzw. spätere Ausfällungen der gelösten Substanz ($Ca(OH)_2$) bei Zimmertemperatur. In den Ansätzen 9-18 wurde die pH-Anhebung unter verschiedenen Konzentrationen getestet. In den Ansätzen 9-16 wurden bei gleich bleibendem $CaCO_3$-Gehalt die höchsten pH-Werte eines Versuchslaufes in den Proben erreicht, denen am meisten $Ca(OH)_2$-Konzentration zugesetzt worden war, wobei der pH-Wert (7,3) bei Zugabe einer gesättigten $Ca(OH)_2$-Lösung (1,7 g l^{-1}) unter dem pH-Wert (7,7) bei Zugabe einer $Ca(OH)_2$-Lösung mit einer Konzentration von 1,0 g l^{-1} lag. Ursächlich hierfür waren wahrscheinlich die starken Ausfällungen in der gesättigten Lösung, die zu einer Konzentrationssenkung in der Lösung führten. In einem letzten Versuchslauf (Ansätze 17-18) wurde die zugegebene Menge an $CaCO_3$ halbiert und $Ca(OH)_2$ in einer Konzentration von 0,75 g l^{-1} bzw. 1,0 g l^{-1} hinzugegeben. Beide Ansätze zeigten eine optimale pH-Anhebung auf pH 7,5.

Fazit der pH-Optimierung im Batch-Versuch

In einem homogenen Bodengemisch konnte durch Zugabe eines CaCO3/Ca(OH)2-Puffers der pH-Wert im Boden von ursprünglich pH 4,6 auf Werte größer pH 7 angehoben werden und damit eine der Voraussetzungen für ein optimales Bodenmilieu für mikrobiologische Abbauprozesse geschaffen werden.

3.2.3 Nitrat- und Nährstoffadditive

3.2.3.1 Flaschenversuchsserie 1

In der ersten Flaschenversuchsserie wurde der Einfluss einer Nitrat- und/oder Ammonium- und Phosphatzugabe unter aeroben und sauerstofflimitierten Bedingungen auf den mikrobiellen Abbau von MKW im Boden untersucht. Die Varianten, die mit jeweils drei Proben angesetzt wurden, erhalten im Folgenden die Bezeichnungen

- sauerstofflimitierte Nitrat-Variante (F1-N1-P)
- sauerstofflimitierte Kontroll-Variante (F1-N1-K)
- aerobe Nitrat-/Ammonium-Variante (F1-N2-P1)
- aerobe Ammonium-Variante (F1-N2-P2)
- aerobe Kontroll-Variante (F1-N2-K)
- Rückstellprobe des eingesetzten Bodenmaterials (RP-B3-EP).

MKW-Gehalte

In allen Varianten war nach 6 Wochen eine signifikante Abnahme der MKW-Gehalte gegenüber dem Anfangsgehalt in der eingesetzten Probe (B3-EP) zu verzeichnen (Abb. 3.32, Anhang 3.1). Auffällig ist die starke MKW-Abnahme in der gekühlten Rückstellprobe, in der nach 6 Wochen Versuchsdauer nur noch 75 % des Anfangsgehaltes gemessen wurden. Diese Schadstoffminderung ist wahrscheinlich auf die verstärkte Volatilisierung leichtflüchtiger MKW-Bestandteile und einen verstärkten MKW-Abbau durch die mechanische Beeinflussung und den Sauerstoffeintrag bei der Entnahme größerer Bodenmengen aus dem Eimer zurückzuführen. Gestützt wird diese Annahme dadurch, dass bei einer Beprobung der Rückstellprobe (RP-B3-EP) weitere 6 Wochen nach Versuchsende die MKW-Gehalte nicht weiter abgenommen haben. Für die im Versuch eingesetzten Proben muss von einer ähnlichen Schadstoffminderung durch die mechanische Bearbeitung bei der Befüllung der Versuchsflaschen ausgegangen werden. Als Bezugswert für die Beurteilung der MKW-Gehalte wurde daher nicht der ursprüngliche Anfangsgehalt, sondern der MKW-Gehalt der Rückstellproben zum Zeitpunkt der Probennahme verwendet.

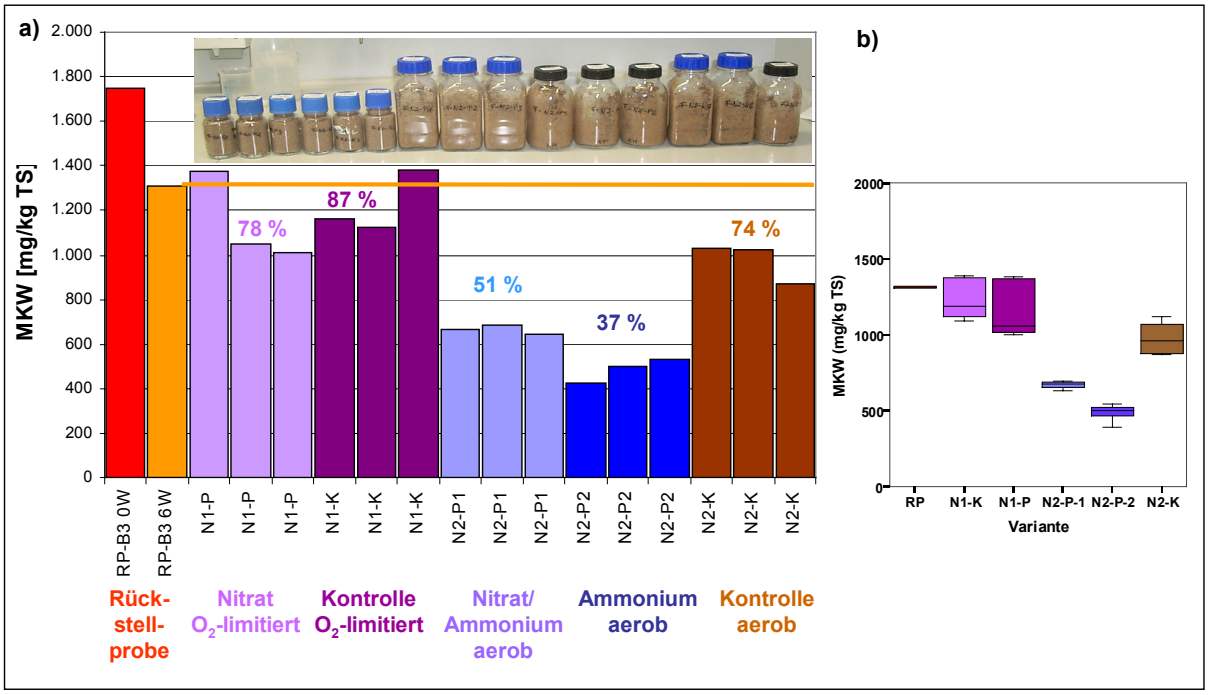


Abb. 3.32: **a) MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Proben der ersten Flaschenversuchsserie nach 6 Wochen Versuchsdauer.** Die Prozentangabe bezieht sich auf die mittleren MKW-Gehalte in den Proben gegenüber der Rückstellprobe.
b) Boxplot-Diagramm mit Medianwert und Streuung der MKW-Gehalte in den verschiedenen Varianten.

Die stärksten Schadstoffminderungen waren in der aeroben Nitrat-/Ammonium-Variante (F1-N2-P1) und in der aeroben Ammonium-Variante (F1-N2-P2) zu verzeichnen (vgl. Abb. 3.32 b), die signifikant höher waren als in den Kontroll-Varianten ohne Reagenzienzugabe. Die MKW-Abnahme in der aeroben Kontroll-Variante (N2-K) wiederum war signifikant höher (U-Test) als die Schadstoffminderung in der sauerstofflimitierten Kontroll-Variante (N1-K).

Der starke Einfluss von Sauerstoff als Elektronenakzeptor beim mikrobiellen MKW-Abbau zeigte sich auch anhand der unterschiedlichen Ergebnisse der Proben- und Kontrollansätze des ersten Versuchsteils (F1-N1), die durch vollständiges Befüllen der Probenflaschen einer

Sauerstofflimitierung ausgesetzt waren. In einer Probe der Nitrat-Variante und einer Kontrollprobe lagen die Schadstoffgehalte lediglich auf dem Niveau der Rückstellprobe, wohingegen jeweils zwei Proben etwa 22 % und zwei Kontrollen etwa 13 % geringere Schadstoffgehalte als die Rückstellprobe aufwiesen (vgl. Abb. 3.32). Es ist anzunehmen, dass die Abdichtung der Probenflaschen, die einen höheren Abbau aufwiesen, durch Sandkörner in den Schraubdeckeln nicht ausreichend war und kontinuierlich geringe Mengen Sauerstoff in die Probenflaschen eindringen konnten. Somit lag das vorgesehene sauerstofflimitierte Milieu lediglich in den Proben vor, in denen keine Schadstoffminderung nachgewiesen wurde. Der bei der Probennahme bemerkte Geruch nach Schwefelwasserstoff in diesen beiden Proben bestätigt die Vermutung weitgehend anaerober Verhältnisse.

Nitrat, Ammonium, Phosphat

Bei der Nitrat- und Ammoniumanalytik betrug die Wiederfindungsrate zu Versuchsbeginn 88-98 % des eingesetzten Nitrats (45/22,5 mg kg^{-1} NO_3-N) und 75-83 % des eingesetzten Ammoniums (45/22,5 mg kg^{-1} NH_4-N). Ursächlich für die zum Teil geringen Wiederfindungsraten ist wahrscheinlich sowohl die teilweise Sorption der Nitrat- und Ammoniumionen an den Bodenpartikeln, und damit bei der Probenaufbereitung der Verbleib im Filterrückstand, als auch der Umstand, dass die Bodenextrakte erst einen Tag nach der Zugabe der Additive zu den Bodenproben hergestellt wurden und Nitrat bzw. Ammonium zu diesem Zeitpunkt bereits anteilig gezehrt worden sein könnten.

Für die sauerstofflimitierte Variante sind in Abb. 3.33 die Nitratstickstoffgehalte und die MKW-Gehalte zu Versuchsbeginn und nach 6 Wochen dargestellt. Nach 6 Wochen Versuchsdauer ist trotz des unterschiedlich hohen MKW-Abbaus (s. Abb. 3.32.) etwa die gleiche Menge Nitratstickstoff in den Proben verbraucht. Ammonium (3,4 mg kg^{-1} NH_4-N) wurde lediglich in der Probe nachgewiesen, in der weitgehend anaerobe Verhältnisse herschten.

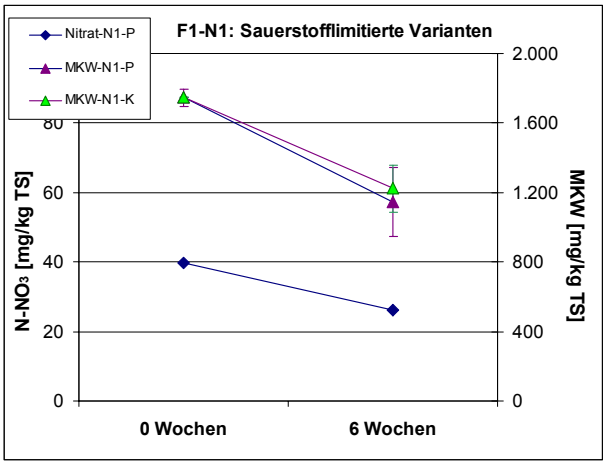


Abb. 3.33: Flaschenversuchsserie 1: Nitratstickstoffgehalte (mg N kg^{-1} TS) und MKW-Gehalte (mg MKW kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn und nach 6 Wochen in der sauerstofflimitierten Nitrat-Variante (N1-P) bzw. der Kontroll-Variante (N1-K) (Mittelwerte mit Standardabweichung).

Für die Proben im zweiten Versuchteil wurden durch regelmäßiges Belüften und Schütteln aerobe Bedingungen im Boden geschaffen. In der Nitrat-/Ammonium-Variante wurde Ammonium vollständig (22,5 mg kg^{-1} NH_4-N), etwa die Hälfte des zugegebenen Phosphats (4-5,4 mg kg^{-1} PO_4-P), aber nur geringe Mengen Nitrat (2-3 mg kg^{-1}) verbraucht. In der Ammonium-

Variante wurden ca. 16 mg kg^{-1} NH_4-N und ca. 4-6 mg kg^{-1} PO_4-P in 6 Wochen verbraucht. In den Kontrollproben lagen die Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aufgrund der in beiden Varianten gegenüber der Kontroll-Variante signifikant erhöhten Schadstoffminderung kann davon ausgegangen werden, dass wegen der aeroben Bedingungen ausschließlich Sauerstoff als Elektronenakzeptor für den Schadstoffabbau genutzt wurde und somit kaum eine Nitratzehrung einsetzte. Ammonium hingegen diente als leicht verfügbare Stickstoffquelle (vgl. Schlegel 1992) und führte aufgrund des Nährstoffmangels in dem verwendeten Bodenmaterial zu einer Anregung der mikrobiellen Aktivität.

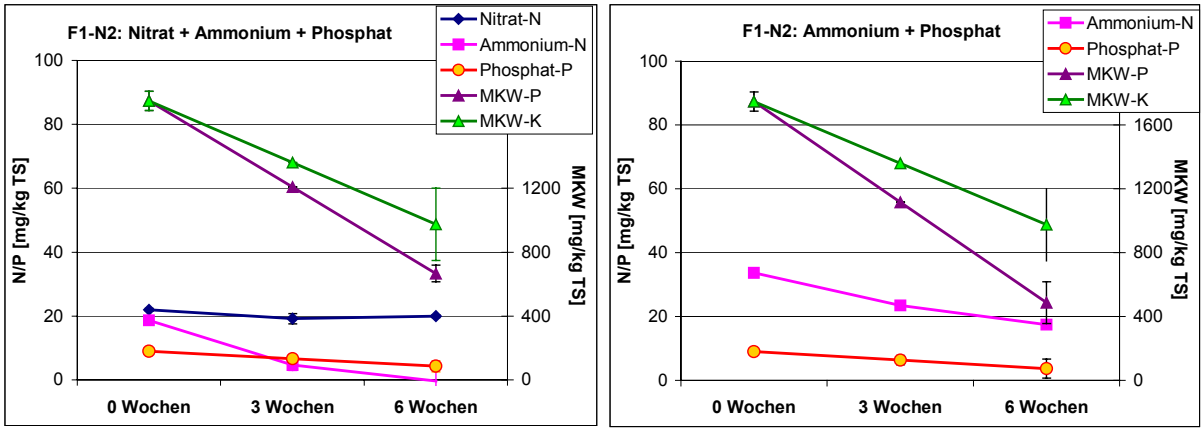


Abb. 3.34: Flaschenversuchsserie 1: Nitrat- und Ammoniumstickstoff (mg N kg^{-1} TS) sowie Phosphatgehalte (mg P kg^{-1} TS) und MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn, nach drei Wochen und nach 6 Wochen in den aeroben stimulierten Varianten (P) bzw. der Kontrollvariante (K) (Mittelwerte mit 95 %-Konfidenzintervallen).

Fazit der Nitrat- und Nährstoffaddition in der ersten Batch-Versuchsserie

Durch die unterschiedlichen Versuchsvarianten konnte in der ersten Flaschenversuchsserie gezeigt werden, dass Sauerstoff als Elektronenakzeptor eine entscheidende Bedeutung im mikrobiellen Schadstoffabbau zukommt. Unter sauerstofflimitierten Bedingungen lag der Schadstoffabbau signifikant unter dem in aeroben Verhältnissen.

In der sauerstofflimitierten Variante wurde Nitrat wahrscheinlich teilweise als Elektronenakzeptor und teilweise als Nährstoff für den mikrobiellen Schadstoffabbau genutzt. Je nach Anteil des in den Probenflaschen verbliebenen Restsauerstoffs war die Abbauleistung jedoch unterschiedlich hoch. Für eine bessere Vergleichbarkeit der Proben einer Variante und der Beurteilung von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor ist ein verändertes Versuchsdesign nötig. Um Luftsauerstoff auch aus dem Porenraum des verwendeten Bodens auszutreiben und sauerstofflimitierte bis anaerobe Bedingungen sicherzustellen, wäre eine Inkubation der Proben mit Nitratzugabe in einer Stickstoffatmosphäre denkbar.

Unter aeroben Bedingungen trugen die Nährstoffe Ammonium und Phosphat signifikant zu einer Verbesserung des Bodenmilieus und damit zu einer Anregung der mikrobiellen Aktivität bei. Durch die ausreichende Sauerstoffversorgung wurde auch Nitrat assimilatorisch reduziert und für den Stoffwechsel genutzt. Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Ammonium und Nitrat wird zunächst Ammonium assimilatorisch umgesetzt. Der Einfluss einer Nitratzugabe bei Abwesenheit von Ammonium und unter aeroben Bedingungen sollte in nachfolgenden Versuchen getestet werden.

3.2.3.2 Flaschenversuchsserie 2

Aufgrund der Resultate der ersten Flaschenversuchsserie (vgl. Kap. 3.2.3.1) und der Glassäulenversuche (vgl. Kap. 3.3.2.3) sollte in der zweiten Flaschenversuchsserie unter aeroben und anaeroben Bedingungen der Schadstoffabbau bei Zugabe von Nitrat und Phosphat mit dem in nicht stimulierten Kontrollen verglichen werden. Die Varianten, die mit jeweils drei Proben angesetzt wurden, erhalten im Folgenden die Bezeichnungen

- aerobe Nitrat-Variante (F3- N1)
- aerobe Kontroll-Variante (F3- K1)
- anaerobe Nitrat-Variante (F3- N2)
- anaerobe Kontroll-Variante (F3- K2)
- Rückstellprobe des eingesetzten Bodenmaterials (RP-B1-EP).

MKW-Gehalt

In allen Varianten und der Rückstellprobe war nach 4 Wochen eine signifikante Abnahme der MKW-Gehalte gegenüber dem Anfangsgehalt zu verzeichnen (vgl. Anhang 3.2 sowie Abb. 3.35). Bis Versuchsende wurde allerdings lediglich in der aeroben Nitrat-Variante eine weitere starke Abnahme der MKW-Gehalte beobachtet, sodass nach 8 Wochen Versuchsdauer hier nur noch zwischen 13 und 20 % des Anfangsgehaltes analysiert wurden. Die anderen Varianten wiesen zwischen 4 und 8 Wochen Versuchdauer keine signifikante Veränderung in den MKW-Gehalten auf. Die Ergebnisse zeigen, dass die anfängliche Schadstoffminderung in den Kontroll-Varianten bzw. ein Teil der Schadstoffminderung in den stimulierten Varianten auf das Umfüllen in die Versuchsflaschen und das Homogenisieren der Bodenproben nach dem Einstellen der Bodenfeuchte zurückzuführen ist. Es ist anzunehmen, dass die mechanische Bearbeitung sowohl die Volatilisierung der leichtflüchtigen Verbindungen verstärkt als auch zur Anregung des mikrobiellen Abbaus führt. Zwischen der zweiten (nach 4 Wochen) und der dritten Probennahme (nach 8 Wochen) traten diese Effekte in den Hintergrund.

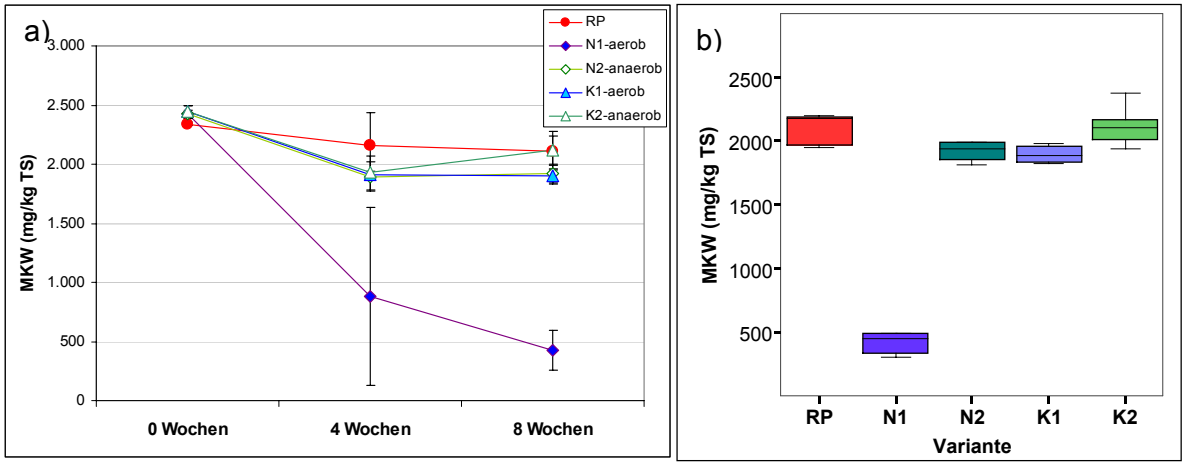


Abb. 3.35: Zweite Flaschenversuchsserie:
a) MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn, nach 4 Wochen und nach 8 Wochen in der Rückstellprobe (RP), in der aeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N1, K1) sowie in der anaeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N2, K2) (Mittelwerte mit 95%-Konfidenzintervallen). b) Boxplot-Diagramm der MKW-Gehalte in den verschiedenen Varianten nach 8 Wochen Versuchsdauer. Die Schadstoffgehalte in der aeroben Nitrat-Variante (N1) sind deutlich gesunken.

Die durchgehende und um ein Vielfaches höhere Schadstoffminderung in der aeroben Nitrat-Variante belegt die Anregung des mikrobiellen Schadstoffabbaus durch Nitrat als Stickstoffquelle. Unter anaeroben Bedingungen konnte hingegen durch die Addition von Nitrat keine signifikante Steigerung des Schadstoffabbaus erreicht werden.

Nitrat, Ammonium, Phosphat

Wie in der ersten Flaschenversuchsserie betrug die Wiederfindungsrate im Bodenextrakt nur 84 % des eingesetzten Nitrats (60 mg kg^{-1} NO3-N).

Der Verbrauch des zugegebenen Nitrats und Phosphats war in den drei Ansätzen der aeroben Nitrat-Variante in den ersten 4 Wochen signifikant höher als in den Ansätzen der anaeroben Nitrat-Variante (vgl. Abb. 3.36). In der aeroben Nitrat-Variante (F3-N1) wurden in den ersten 4 Wochen bereits das gesamte Nitratangebot und knapp 32 % des vorhandenen Phosphats verbraucht. Zwischen 4 und 8 Wochen konnte kein weiterer Phosphatverbrauch nachgewiesen werden. Die auch in der zweiten Versuchhälfte nachgewiesene starke Schadstoffminderung zeigt, dass durch die Nitratzugabe die mikrobielle Aktivität so angeregt wurde, dass auch ohne weiteres Nitratangebot der Schadstoffabbau unvermindert fortgesetzt wurde.

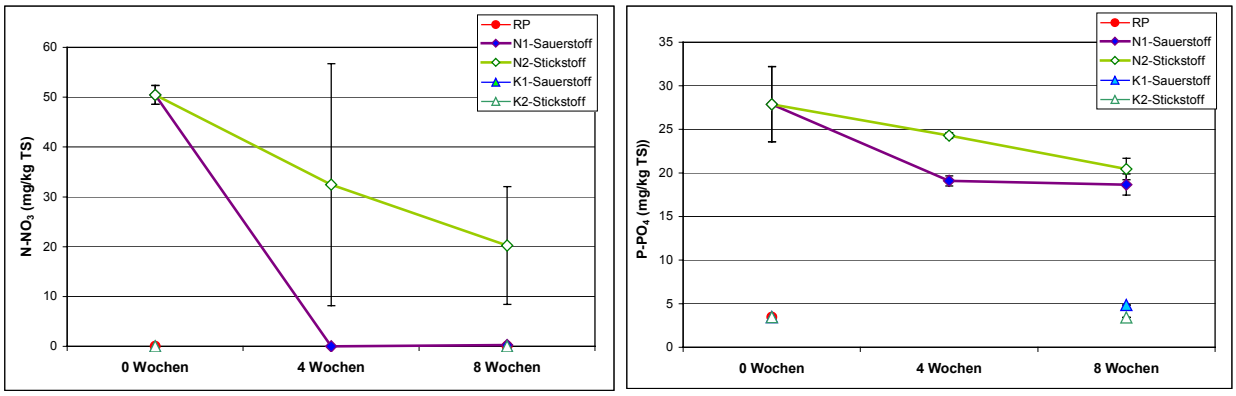


Abb. 3.36: Nitratstickstoff- und Phosphatgehalte (mg kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn, nach 4 Wochen und nach 8 Wochen in der Rückstellprobe (RP), in der aeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N1, K1) sowie in der anaeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N2, K2) (Mittelwerte mit 95%-Konfidenzintervallen). Die Nitrat- und Phosphatgehalte nehmen in der aeroben Variante deutlich schneller ab als in der anaeroben Variante.

In der anaeroben Nitrat-Variante (F3-N2) hingegen wurden während der gesamten Versuchsdauer nur zwischen 44 und 78 % des angebotenen Nitrats gezehrt. Die Phosphatzehrung lag mit 27 % in etwa auf dem Niveau der aeroben Nitrat-Variante. Eine aufgrund des Nitrat- und Phosphatverbrauchs anzunehmende starke Anregung des mikrobiellen Schadstoffabbaus tritt jedoch nicht ein. Im Ansatz F3-N2-3 sprechen die gegenüber den anderen beiden Ansätzen geringeren Schadstoffgehalte sowie der deutlich erhöhte Nitratverbrauch für einen denitrifizierenden Schadstoffabbau.

In beiden Nitrat-Varianten wurde nach 4 Wochen Versuchsdauer eine Ammoniumbildung festgestellt (F3-N1: 6,6-10,5 mg kg^{-1}TS; F3-N2: 0,9-4,0 mg kg^{-1} TS). Nach 8 Wochen wurde nur noch in jeweils einem Ansatz pro Variante Ammonium (3,7 bzw. 4,0 mg kg^{-1}TS) nachgewiesen. Wie die Versuchsphase zwischen 4 und 8 Wochen zeigt, wurde ein Teil des gebil-

deten Ammoniums von den autochtonen Mikroorganismen wieder als Nährstoffquelle genutzt bzw. unter Sauerstoffzufuhr nitrifiziert.

Bodenatmung

Die zu Versuchsbeginn bestimmte basale Bodenatmung (R_B) war durch die Nitrat- und Phosphatzugabe zum einen gegenüber den Kontrollproben, deren Atmungsraten unter der Bestimmungsgrenze (< 1 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) lagen, deutlich erhöht (14 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) und wies zum anderen Atmungskurven (s. Abb. 3.37) mit einem schnellen Anstieg auf eine maximale Atmung (40 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) innerhalb von 11 Stunden auf, die typischerweise erst bei der Zugabe eines Glucose-Nährstoffgemisches für die Bestimmung der substratinduzierten Atmung (R_S) auftritt. Dieses nach 144 Stunden zugegebene Substrat führte jedoch weder bei den nitrat- und phosphatstimulierten Proben noch bei den Kontrollproben zu einer Erhöhung der Bodenatmung.

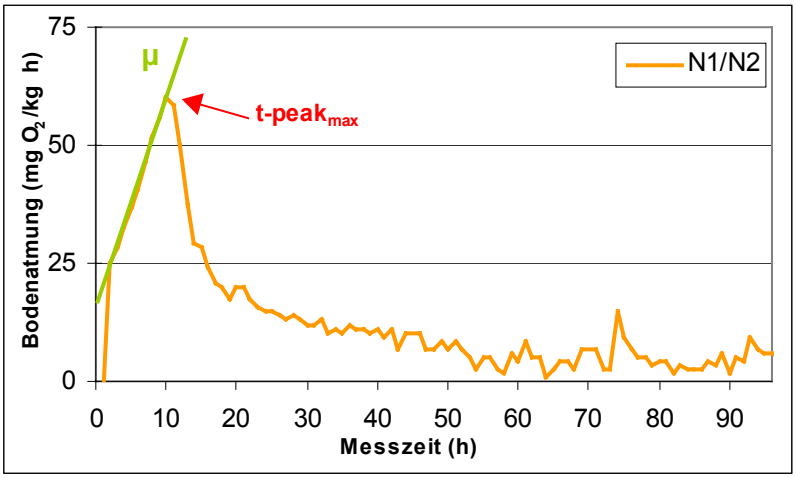


Abb. 3.37: Basale Bodenatmungsraten (mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) der Nitrat-Variante zu Beginn der Flaschenversuchsserie 2 (t-peak$_{max}$: maximale Atmungsrate, μ: Wachstumsrate). Aufgrund der Nitratzugabe ergibt sich eine Atmungskurve, die bereits nach 10 Stunden ihre maximale Atmungsrate erreicht.

Nach 8 Wochen Versuchsdauer lag in der aeroben Nitrat-Variante die basale Bodenatmung nur noch knapp über der Nachweisgrenze (1,8 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}), was für den Verbrauch von Nitrat und Phosphat in den Proben spricht. In der anaeroben Nitrat-Variante wurden in den drei Ansätzen sehr unterschiedliche maximale Atmungsraten (< 1-17 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) festgestellt, die weder mit den MKW-Gehalten noch den Nitrat- oder Phosphatgehalten korrelieren. Durch die Substratzugabe konnte innerhalb von 96 Stunden Messdauer keine Anregung der mikrobiellen Bodenatmung erreicht werden. Eine Fortführung der Messung konnte aufgrund von Schimmelbildung in den mit Boden gefüllten Reaktionsgefäßen des Sapromats nicht fortgeführt werden. Es ist nicht auszuschließen, dass die Mikroorganismen nach einer längeren Adaptionsphase in der Lage gewesen wären die zugegebene Glucose-Nährstoffmischung zu verwerten (vgl. GÜTTES 2001, EGGERSTEDT-LEHMANN 2005). Die Kontroll-Variante wies wie zu Versuchsbeginn basale und substratinduzierte Atmungsraten kleiner 1 mg kg^{-1} h^{-1} auf.

Fazit der Nitrataddition in der zweiten Batch-Versuchsserie

Die Stimulierung des kontaminierten Bodens mit Nitrat und Phosphat sowie eine ausreichende Sauerstoffzufuhr erwiesen sich in der zweiten Flaschenversuchsserie als wichtige Voraussetzungen für eine effektive Schadstoffminderung.

Unter aeroben Bedingungen konnte Nitrat als Stickstoffquelle und Phosphat als Phosphorquelle genutzt werden, um den mikrobiellen Stoffwechsel und damit auch den Schadstoffabbau anzuregen. Nach 8 Wochen lagen nur noch durchschnittlich 17 % des MKW-Anfangsgehaltes in den Proben vor. In der aeroben Kontrollvariante hingegen verblieben 78 % des Anfangsgehaltes im Boden. Unter überwiegend anaeroben Bedingungen konnte durch die Nitrataddition keine signifikante Steigerung des Schadstoffabbaus erreicht werden.

Da innerhalb der Versuchsdauer in beiden Varianten nur ca. ein Drittel des zugegeben Phosphats gezehrt wurde, kann eine ausreichende Phosphorversorgung angenommen werden.

Die Bodenatmungsraten zeigen, dass die Aktivität der autochtonen Mikroorganismen des verwendeten Bodens vom TL Schäferhof-Süd durch das zugegebene Nitrat-Phosphatgemisch zu Versuchsbeginn erhöht wurde. Mit dem Verbrauch von Nitrat und Phosphat nimmt die Bodenatmung ab. Die Zugabe einer Glucose-Nährstoffmischung hingegen führte im Messzeitraum nicht zu einer weiteren mikrobiellen Anregung.

3.3 Glassäulenversuche

In den Glassäulenversuchen wurde wiederum der Einfluss einer Optimierung des pH-Wertes sowie des Nitrat-, Ammonium- und Phosphatangebotes auf den mikrobiellen Abbau von MKW untersucht. Die verschiedenen Varianten wurden an jeweils einer Glassäule getestet und erhalten im Folgenden die Bezeichnungen

- GS 1: Nitrat
- GS 2: Nitrat/Ammonium/Phosphat
- GS 3: Ammonium/Phosphat
- GS 4: Kontrolle
- GS 5: Calciumhydroxid, Calciumkarbonat
- GS 6: Calciumhydroxid, Calciumkarbonat.

Im Unterschied zu den Batch-Versuchen erfolgte die Addition durch die regelmäßige Zugabe (dreimal wöchentlich) einer Calciumhydroxydlösung bzw. entsprechender Nährlösungen mit dem Sickerwasser. Die Verteilung des zugegebenen Niederschlagswassers bzw. der Reagenzien im Bodenkörper des jeweiligen Glassäulenversuches sowie der Anteil luftgefüllter Poren – und damit der Aerobiegrad – hing somit maßgeblich von der Menge und Durchflussgeschwindigkeit des Sickerwassers ab. Trotzdem die Glassäulen (GS 1 bis GS 5) mit dem gleichen homogenisierten Bodenmaterial gefüllt und definierte Lagerungsdichten eingestellt worden waren, bildeten sich während der Versuchsdauer unterschiedlich starke Risse im Bodenkörper aus, die als Leitbahnen für den Sickerwassertransport fungierten. Andererseits wurde aus manchen Säulen verstärkt feinkörniges, schluffig-toniges Bodenmaterial an die Basis der Säule verfrachtet, wo es einen stauenden Horizont bildete oder mit dem Sickerwasser ausgeschwemmt wurde. Insbesondere in GS 5 war die Bodenstruktur optisch durch Risse gekennzeichnet, in denen Calciumhydroxid ausgefällt worden war. Ein weiteres methodisches Problem stellten Beschädigungen des an der Säulenbasis eingebauten Filterpapiers dar.

Für die Beurteilung der Abbau- und Rückhalteprozesse waren a) die tiefenorientierte Verteilung der Schadstoffgehalte, der Bodenfeuchte, des pH-Wertes, der Leitfähigkeit sowie der Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte im Bodenkörper und b) signifikante Veränderungen der Grundgesamtheit der Proben der Varianten untereinander bzw. gegenüber den Rückstellproben RP-B3-EP (Bodenmaterial für GS 1 bis GS 5) und RP-B5-EP (Bodenmaterial für GS 6) nach einer Versuchsdauer von 18 Wochen von Interesse (s. Kap. 3.3.1). Andererseits war im Hinblick auf den möglichen Schadstoff- und Reagenzienaustrag mit dem Sickerwasser bzw. deren Rückhalt im Boden ein Monitoring der Gehalte in 4 Probennahmeintervallen Bestandteil der Untersuchungen (s. Kap. 3.3.2). Die Abhängigkeiten verschiedener Parameter im Boden und im Sickerwasser wurden mit Korrelationsmatrizen nach *Pearson* bzw. *Spearman-Rho* getestet, wobei aufgrund der geringen Anzahl von Werten pro Glassäule (4-5 Bodenproben bzw. 4 Sickerwasserproben) die Ergebnisse sehr kritisch betrachtet werden müssen.

Abschließend wurde anhand der Ausgangsgehalte im Boden und der Gehalte zu Versuchsende (Anhang 3.3) sowie der mit der Stimulationslösung zugegebenen und im Sickerwasser wieder gefundenen Konzentrationen (Anhang 3.4) eine Bilanzierung der Nitrat-, Ammonium- und Phosphatzehrung durch den mikrobiellen Abbau aufgestellt (Anhang 3.5).

3.3.1 Bodenproben der Glassäulenversuche

3.3.1.1 MKW-Gehalte und Trockensubstanz

Gegenüber der eingesetzten Probe B3-EP (~1.180 mg kg^{-1} TS MKW) ist der MKW-Gehalt in allen Bodenproben der Glassäulen GS 1 bis GS 5 nach 18 Wochen Versuchsdauer signifikant zurückgegangen. Zwischen den Varianten konnten zwar keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden, aber das Boxplot-Diagramm verdeutlicht, dass der Medianwert der Varianten GS1, GS 2, GS 3 und GS 5 deutlich unter dem der Kontrollsäule GS 4 liegt (Abb. 3.38). Die MKW-Gehalte in den Proben der Variante GS 6 sind gegenüber der eingesetzten Probe B5-EP (~1.935 mg kg^{-1} TS MKW) ebenfalls gesunken (nicht signifikant).

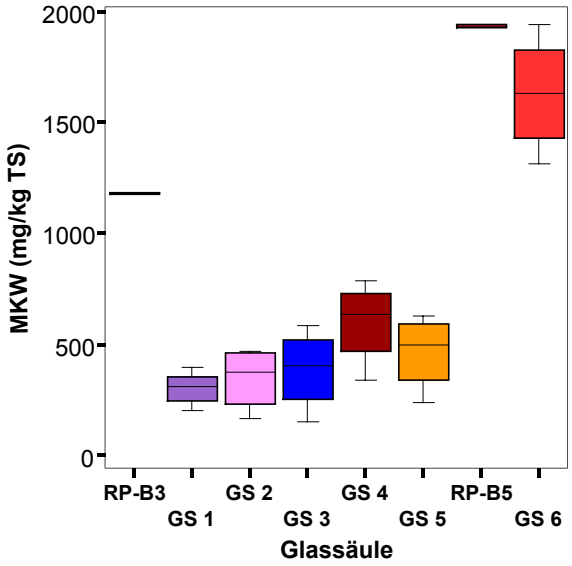


Abb. 3.38: Boxplot-Diagramm der MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodenproben der Glassäulen bei Versuchsende sowie Gehalte in den Rückstellproben RP-B3 (GS 1-5) und RP-B5 (GS 6).

Im Tiefenprofil (Abb. 3.39) zeigt sich, dass die stärkste Schadstoffminderung bei allen Glassäulen in den obersten 10 cm auftrat. Die Schadstoffminderung setzte sich einerseits aus dem verstärkten Schadstoffaustrag durch Volatilisierung flüchtiger MKW-Bestandteile in die Atmosphäre und der Auswaschung leicht löslicher Kohlenwasserstoffe mit dem Sickerwasser zusammen. Andererseits war aufgrund aerober Bodenverhältnisse oberflächennah ein guter mikrobieller Abbau gegeben.

Zwischen 10 und 40 cm Tiefe war eine weitere Schadstoffabnahme in GS 1, der ausschließlich Nitrat zugesetzt worden war, zu beobachten, wohingegen die MKW-Gehalte in den restlichen Säulen tendenziell zunahmen. Der an der Säulenbasis (Ba) eingebaute unkontaminierte Sand enthielt zu Versuchsende 80-160 mg kg^{-1} TS MKW (GS 1-4, GS 6) bzw. 660 mg kg^{-1} TS MKW (GS 5). Der Schadstoffeintrag ist wahrscheinlich auf die Verfrachtung von partikelgebundenen MKW zurückzuführen, womit sich auch der hohe MKW-Gehalt an der Basis der Glassäule GS 5 erklären würde, an der eine besonders starke Akkumulation von tonig-schluffigem Bodenmaterial auffiel.

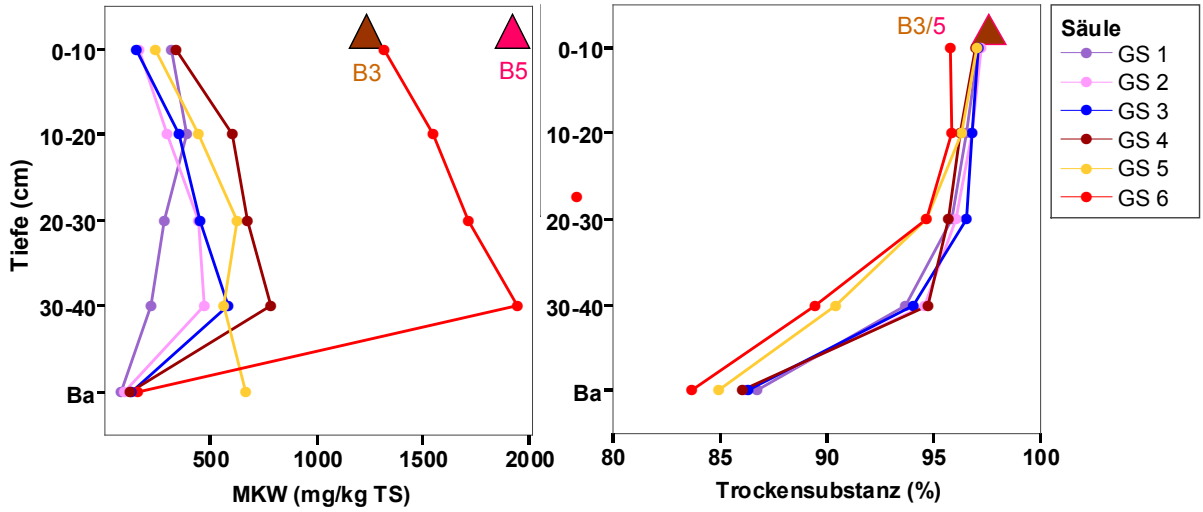


Abb. 3.39: Tiefenverteilung des MKW-Gehalts (mg kg^{-1} TS) und der Trockensubstanz (%) in den Glassäulen bei Versuchsende sowie Gehalte in den Rückstellproben RP-B3 (GS 1-5) und RP-B5 (GS 6) (Ba = Säulenbasis).

Die 6 Wochen nach der letzten Wasserzugabe ermittelte Bodenfeuchte (Trockensubstanz) zeigte ein ausgeprägtes Tiefenprofil durch die verstärkte Austrocknung in den obersten 30 cm und den Wasserstau an der Basis (Abb. 3.39). Während des Versuchs war aufgrund der beständigen Wasserzugabe allerdings von insgesamt deutlich höheren Bodenfeuchten und einem weniger starken Gradienten auszugehen.

3.3.1.2 pH-Werte und Leitfähigkeit

In den Varianten GS 5 und GS 6 führten in den obersten 10 cm des Bodenkörpers die eingesetzten Puffersubstanzen ($CaCO_3$ und $Ca(OH)_2$) zu einer starken Anhebung des pH-Wertes bis auf pH 7,5 und zu einer Anhebung der Leitfähigkeit im Boden (Abb. 3.40). Bereits in 10-20 cm Tiefe nahmen der pH-Wert und die Leitfähigkeit im Boden und daraus rückschließend die Pufferleistung stark ab. Konnte in GS 5, wo der ursprüngliche pH-Wert des eingesetzten Bodens bei pH 5,2-5,7 lag, durchgehend bis in 40 cm Tiefe eine Erhöhung des Boden-pH auf 6,4 erreicht werden, ist in GS 6 ein Rückgang des pH-Wertes mit der Tiefe bis auf pH 4,4 zu beobachten. Die Gesamtheit der Bodenproben aus GS 5 wies einen signifikant höheren pH-Wert als die Rückstellprobe B3 auf (Abb. 3.41). Für die elektrische Leitfähigkeit waren insgesamt höhere Schwankungen, aber keine signifikanten Unterschiede gegenüber den Rückstellproben zu verzeichnen.

Die pH-Werte korrelieren in beiden Säulen signifikant hoch (GS 5) bis sehr hoch (GS 6) negativ mit den MKW-Gehalten. Wird mit diesem Ergebnis einerseits die Hypothese bestätigt, dass bei hohen (neutralen) pH-Werten der mikrobielle Schadstoffabbau höher ist als bei niedrigen pH-Werten, muss andererseits berücksichtigt werden, dass in allen Glassäulen unabhängig von der pH-Optimierung die oberste Bodenschicht die höchste Schadstoffminderung aufweist und diese in GS 5 und GS 6 mit der starken pH-Erhöhung bis in 10 cm Tiefe zusammenfällt. Die Leitfähigkeit und die MKW-Gehalte zeigen eine mittlere Korrelation.

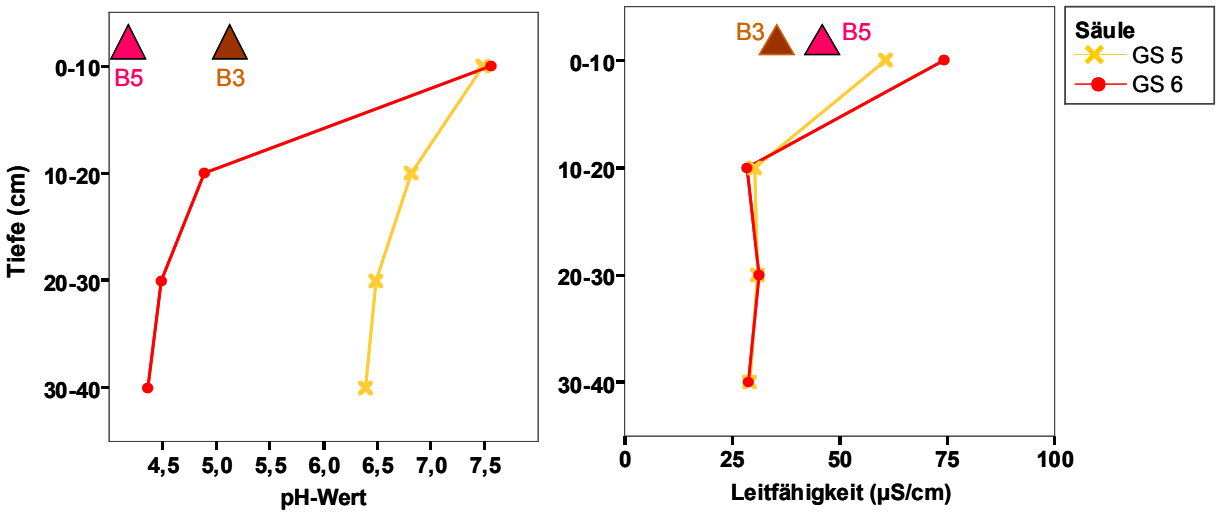


Abb. 3.40: Tiefenverteilung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) in den Glassäulen GS 5 und GS 6 bei Versuchsende sowie pH-Wert und Leitfähigkeit in den Rückstellproben RP-B3 (GS 1-5) und RP-B5 (GS 6).

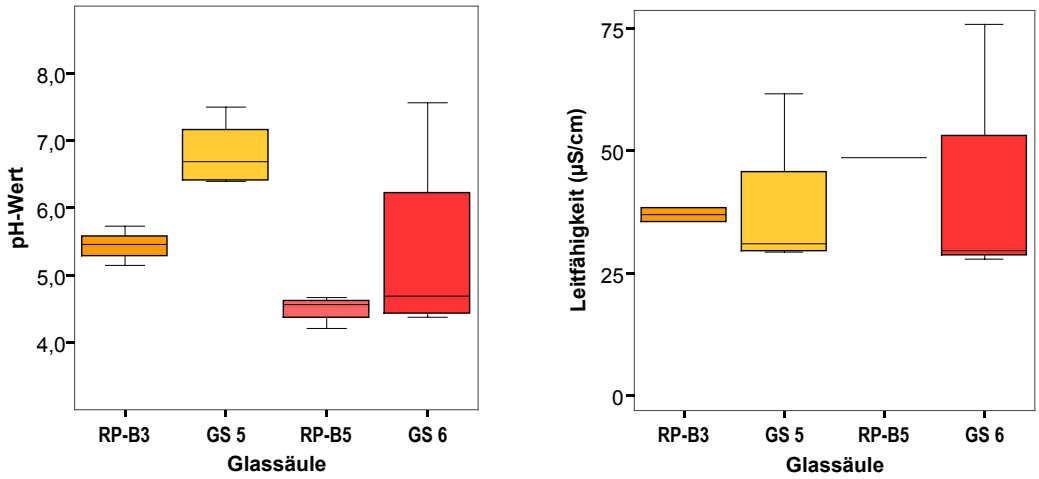


Abb. 3.41: Boxplot-Diagramme der pH-Werte und der elektrischen Leitfähigkeit in den Bodenproben der Glassäulen GS 5 und GS 6 im Vergleich zu den Rückstellproben RP-B3 und RP-B5 bei Versuchsende.

3.3.1.3 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte

In den Varianten GS 1 und GS 2 führte das mit dem Sickerwasser zugegebene Nitrat zu einer Erhöhung der Nitratgehalte im Boden. Die Tiefenverteilung der Nitratgehalte unterlag dabei relativ großen Schwankungen (Abb. 3.42). Trotz der doppelt so hohen Nitratzufuhr in GS 1 waren die Nitratgehalte im Boden geringer (nicht signifikant) als in GS 2 (Abb. 3.43). Nitrat und MKW wiesen in GS 1 und GS 2 eine mittlere negative Korrelation (nicht signifikant) auf. Ein Verbrauch des Nitrats als Stickstoffquelle im mikrobiellen Stoffwechsel und in den tieferen, tendenziell sauerstofflimitierten Bereichen der Glassäule als Elektronenakzeptor beim mikrobiellen Schadstoffabbau (Denitrifikation) ist wahrscheinlich und durch die gegenüber der Kontrollsäule signifikant höhere Schadstoffminderung belegt. In GS 2 beeinflusste neben dem Nitratgehalt das zugegebene Ammonium das mikrobielle Milieu.

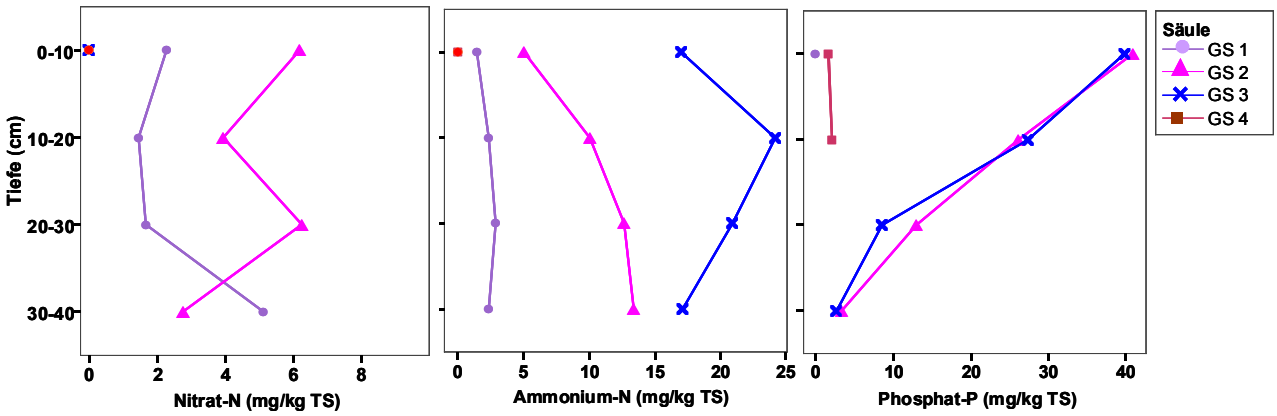


Abb. 3.42: Tiefenverteilung des Nitratstickstoff-, Ammoniumstickstoff- und Phosphatgehalts in den Glassäulen GS 1, GS 2, GS 3 und GS 4 bei Versuchsende.

Die Ammoniumgehalte im Boden sind in den stimulierten Varianten GS 1, GS 2 und GS 3 signifikant höher als in der Kontrollvariante GS 4. Entsprechend der mit dem Sickerwasser zugegebenen Konzentrationen (s. Kap. 2.2.3.3) war der Ammoniumgehalt in GS 3 etwa doppelt so hoch wie in GS 2. Aus den Korrelationsanalysen konnten keine einheitlichen Schlussfolgerungen gezogen werden. Auffällig ist die signifikant sehr hohe Korrelation zwischen Ammonium und MKW in GS 2. Die Ammoniumbildung der Nitrat-Variante GS 1 lässt auf eine assimilatorische Nitratzehrung schließen.

Mit der Zugabe gelösten Phosphats konnte in GS 2 und GS 3 der Phosphatgehalt im Boden gegenüber der Kontrollvariante GS 4 deutlich angehoben werden (Abb. 3.43). Abb. 3.42 zeigt eine gleichmäßige Abnahme der Phosphatgehalte mit der Tiefe, die wahrscheinlich auf die Adsorption von Phosphat an Eisenhydroxiden und Tonmineralen sowie auf die organische Bindung als Inositphosphate (FRITSCHE 1998) zurückzuführen ist. Da im Sickerwasser kein Phosphat nachgewiesen wurde (s. Kap. 3.3.2.3), konnte anhand der Bilanzierung aus zugegebenen Konzentrationen und im Boden gemessenen Gehalten eine deutliche Zehrung des verfügbaren Phosphats (26-28 mg kg^{-1} PO_4-P) abgeleitet werden werden. Die Phosphatgehalte korrelieren nur sehr gering negativ mit den MKW-Gehalten. Da in der Variante ohne Phosphat (GS 1) vergleichbare Abbauleistungen erzielt werden konnten wie in den Varianten mit Phosphat, ist der direkte Einfluss auf den mikrobiellen Abbau als gering einzuschätzen.

Das im Versuch angestrebte C:N:P-Verhältnis von 100:5:1 konnte bezogen auf die MKW- und Nährstoffgehalte zu Versuchsende in GS 2 und GS 3 annähernd in den obersten 10 cm des Bodenkörpers erreicht werden. In den darunter liegenden Bereichen wies der Boden weiterhin einen Stickstoff- und Phosphormangel auf.

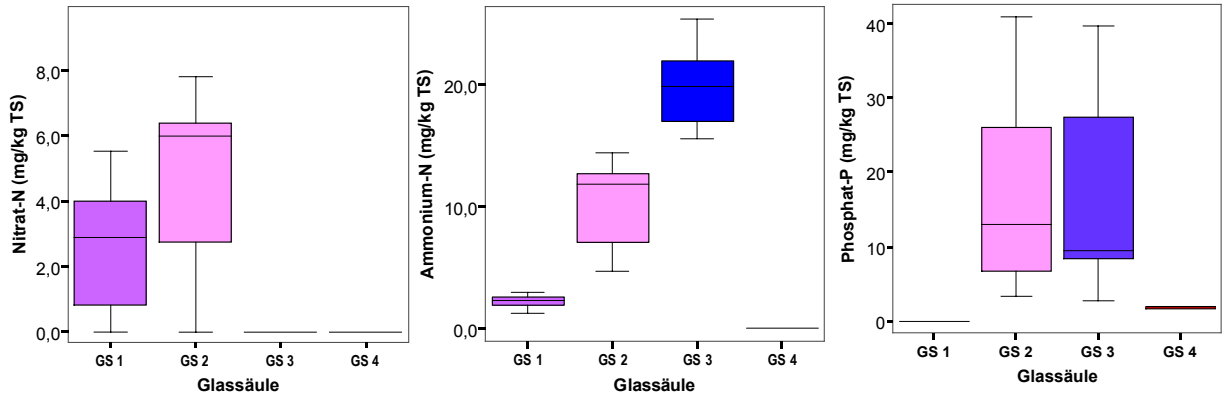


Abb. 3.43: Boxplot-Diagramme der Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte in den Bodenproben der Glassäulen bei Versuchsende.

3.3.2 Sickerwasser der Glassäulenversuche

3.3.2.1 MKW-Konzentrationen

Die MKW-Konzentrationen des über 4 bis 5 Wochen akkumulierten Sickerwassers (ein Probennahmeintervall entspricht einem Balken) sind in Abb. 3.44 dargestellt. Die Konzentrationen an den Glassäulen GS 1, GS 2 und GS 3 variierten in Abhängigkeit von der Variante und dem Probennahmeintervall zwischen 0,9 und 2,2 mg l^{-1} MKW und waren damit signifikant geringer als die MKW-Konzentrationen im Sickerwasser der Kontrollsäule GS 4 (3,7-8,4 mg l^{-1}). Das Sickerwasser der Glassäule GS 5 wies insbesondere zu einem Zeitpunkt überdurchschnittlich hohe MKW-Konzentrationen (31 mg l^{-1}) auf. Die Sickerwasserproben von GS 6 (0,7-2,2 mg l^{-1} MKW) lagen trotz des deutlich höheren MKW-Gehalts im Boden in etwa auf dem Niveau von GS 1, GS 2 und GS 3.

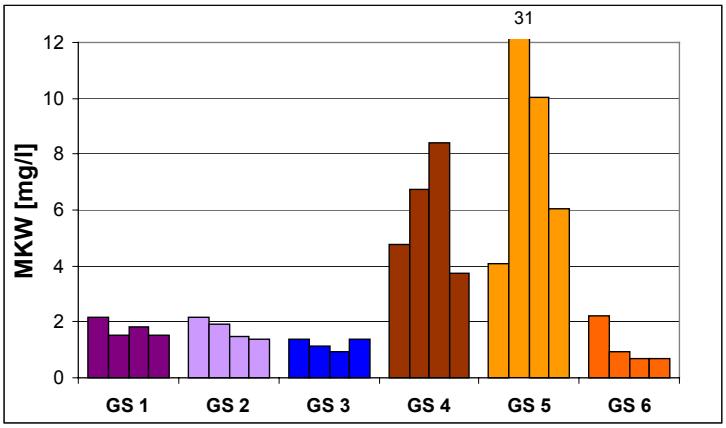


Abb. 3.44: MKW-Konzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Glassäulen in den jeweils vier Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. GS 1: Nitrat; GS 2: Nitrat, Ammonium, Phosphat; GS 3: Ammonium, Phosphat; GS 4: Kontrolle; GS 5: pH-Wert; GS 6: pH-Wert.

Die BBODSCHV (1999) hat als Prüfwert für MKW im Sickerwasser 0,2 mg l^{-1} festgelegt. Die bezogen auf diesen Wert und im Vergleich zu den Felddaten (s. Kap. 3.1.3) insgesamt sehr hohen MKW-Konzentrationen im Sickerwasser sowie die Spitzenwerte in GS 4 und GS 5 stehen im Zusammenhang mit dem partikelgebundenen Austrag von MKW, der durch eine auffällig starke Trübung des Sickerwassers, Niederschläge und einen Bodensatz offensichtlich wurde. Die organoleptischen Befunde der Sickerwasserproben sind in Tab. 3.7 zusammengestellt.

Tab. 3.7: Organoleptische Befunde in den Sickerwasserproben des Glassäulenversuches.

	GS 1	GS 2	GS 3	GS 4	GS 5	GS 6
Farbe	gelb bis gelb-braun	gelb bis gelb-braun	gelb bis gelb-braun	braun	braun	farblos bis gelblich
Trübe	leicht bis stark trüb	mittel bis stark trüb	mittelmäßig trüb	stark trüb	stark trüb	klar bis leicht trüb
Bodensatz/ Niederschlag	selten, rot-braun	häufig, rot-braun oder weiß	häufig, rot-braun oder weiß	braun oder rot-braun; Schluff-Ton	braun oder rot-braun; Schluff-Ton	sehr selten, rot-braun

3.3.2.2 pH-Wert und Leitfähigkeit

Die pH-Werte der Sickerwasserproben und der zugegebenen Lösungen sind in Abb. 3.45 dargestellt. In den Varianten GS 1, GS 2, GS 3 und GS 4 wurden pH-Werte zwischen 6,2 und 7,0 mit einer zwischen den Probennahmeintervallen leicht ansteigenden Tendenz beobachtet. Signifikant höher als die Kontrollsäule GS 4 lagen die pH-Werte der mit $CaCO_3$ und $Ca(OH)_2$ versetzten Variante GS 5 (pH 7,0-7,7). Aufgrund des geringeren pH-Wertes im Boden (GS 5: Ø pH 5,4; GS 6: Ø pH 4,4) stiegen bei GS 6 trotz des hohen pH-Wertes der Calciumhydroxidlösung die pH-Werte im Sickerwasser lediglich auf 5,8 bis 6,9 an. Veränderungen des pH-Wertes durch die Probenbehandlung (lange Sammelphase, Einfrieren, Auftauen) waren bei der Ergebnisauswertung zu vernachlässigen: Die pH-Werte der eingefrorenen Sickerwasserproben wichen maximal 5 % vom arithmetischen Mittel der wöchentlichen pH-Wertmessungen der frischen Sickerwasserproben ab.

Die in den Glassäulenversuchen gemessenen pH-Werte im Sickerwasser lagen deutlich über denen, die im Bodeneluat des Ausgangsmaterials bestimmt wurden. Diese Beobachtung deckt sich mit der, die während des Sickerwasser-Monitorings am TL Schäferhof-Süd gemacht wurde (vgl. Kap. 3.1.3.4).

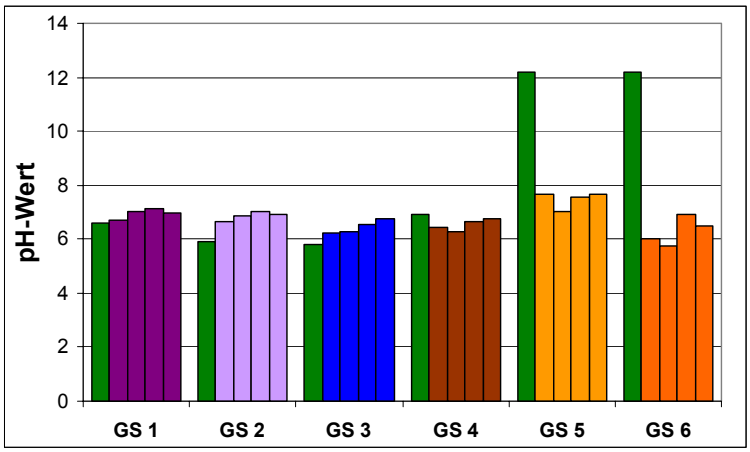


Abb. 3.45: pH-Werte im Sickerwasser der Glassäulen in den jeweils vier Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. GS 1: Nitrat; GS 2: Nitrat, Ammonium, Phosphat; GS 3: Ammonium, Phosphat; GS 4: Kontrolle; GS5: pH-Wert; GS 6: pH-Wert. Der grüne Balken zeigt den pH-Wert der zugegebenen Lösungen.

Die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser war deutlich durch die Ionenstärke und damit durch die Leitfähigkeit der zugegebenen Lösungen gekennzeichnet. Die Varianten GS 1, GS 2 und GS 3 wiesen eine signifikant höhere Leitfähigkeit auf als die Kontrollsäule GS 4 (Abb. 3.46). Mit der Zunahme der Nitrat- und/oder Ammoniumkonzentrationen während der Versuchsdauer (s. Kap. 3.3.1.3) war ein paralleler Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit zu beobachten (sehr hohe Korrelation).

In GS 5 und in GS 6 zeigte sich ebenfalls eine signifikante höhere Leitfähigkeit als im Sickerwasser der Kontrollsäule GS 4. Unter Berücksichtigung der sehr hohen Leitfähigkeit der Calciumhydroxidlösung war die Leitfähigkeit im Sickerwasser von GS 5 und von GS 6 aber relativ gering und bestätigte das Ergebnis der Bodenuntersuchungen, dass die Wirksamkeit der Pufferlösung überwiegend auf die oberste Bodenschicht beschränkt bleibt.

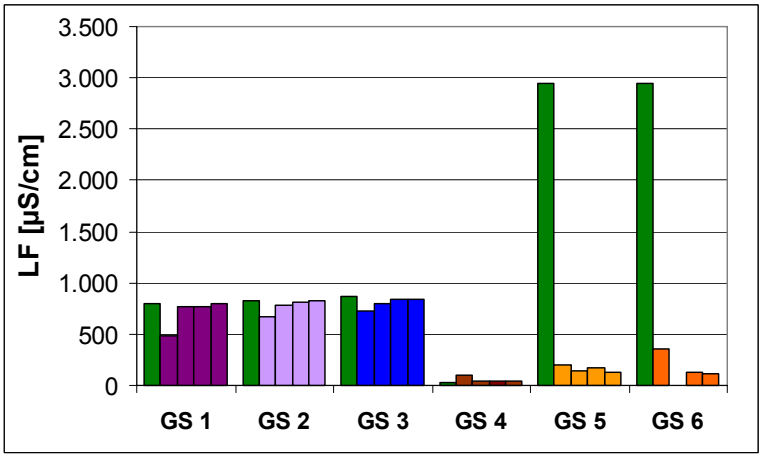


Abb. 3.46: Elektrische Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) im Sickerwasser der Glassäulen in den jeweils 4 Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. GS 1: Nitrat; GS 2: Nitrat, Ammonium, Phosphat; GS 3: Ammonium, Phosphat; GS 4: Kontrolle, GS5: pH-Wert; GS 6: pH-Wert. Der grüne Balken zeigt die Leitfähigkeit der zugegebenen Lösungen.

3.3.2.3 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen

Die Stimulierung der Glassäulen GS 1, GS 2 und GS 3 mit Nitrat und/oder Ammonium führte zu einem sukzessiven Anstieg der Konzentrationen im Sickerwasser bis auf das Niveau der zugegebenen Lösungen (Abb. 3.47). Wie die Tiefenverteilung im Boden (Abb. 3.42) bereits gezeigt hat, bestätigen die Sickerwasserergebnisse, dass die gewünschte Fixierung von Nitrat und Ammonium im Boden in den Glassäulenversuchen nicht stattgefunden hat. Durchbruchskurven der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen zeigen ein Abflachen der Konzentrationsänderungen nach dem zweiten Probennahmeintervall.

In GS 1, der lediglich Nitrat zugesetzt wurde, zeigte sich die assimilatorische Nitratreduktion anhand der Bildung und Auswaschung von Ammonium mit dem Sickerwasser. In GS 2, der eine Mischung aus Nitrat und Ammonium zugesetzt wurde, war insbesondere im letzten Probennahmeintervall, in dem die Nitratkonzentrationen gesunken und die Ammoniumkonzentrationen über die zugegebene Menge angestiegen sind, von einer assimilatorischen Nitratreduktion auszugehen.

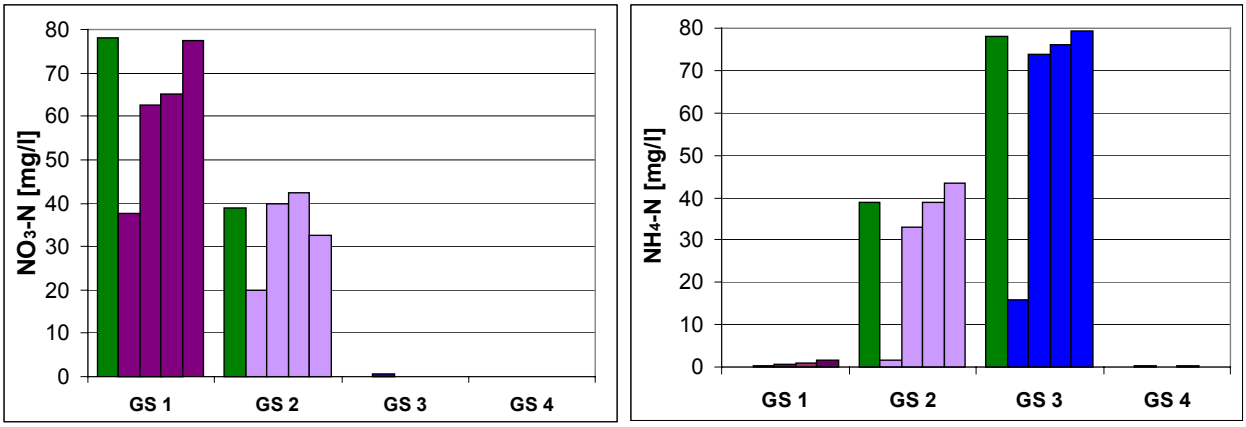


Abb. 3.47: Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser der Glassäulenversuche in den jeweils vier Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. GS 1: Nitrat; GS 2: Nitrat, Ammonium, Phosphat; GS 3: Ammonium, Phosphat; GS 4: Kontrolle. Der grüne Balken zeigt die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen der zugegebenen Lösungen.

Bei Betrachtung der MKW-Gehalte im Boden und im Sickerwasser führten sowohl die Zugabe einer Nitrat-, Nitrat-/Ammonium- als auch einer Ammoniumlösung zu einer signifikanten Schadstoffminderung in beiden Medien. Die hohen Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser sind unter dem Aspekt des Wirkungspfades Boden-Grundwasser allerdings kritisch zu betrachten, da nach TRINKWV (2001) die Grenzwerte im Grundwasser mit 50 mg l^{-1} Nitrat und 0,5 mg l^{-1} Ammonium angesetzt worden sind.

Die Bilanzierung der Nitratgehalte erbrachte Bilanzlücken von 31 mg kg^{-1} TS in GS 1 und 10 mg kg^{-1} TS in GS 2, von denen angenommen werden kann, dass sie in Zusammenhang mit der biologische Stickstoffzehrung stehen. Für die Ammoniumgehalte wurde in GS 2 ein Verbrauch von 22 mg kg^{-1} TS und in GS 3 von 35 mg kg^{-1} TS berechnet.

Trotz der regelmäßigen Inkubation mit Phosphat (15,6 mg l^{-1}) konnte während der gesamten Versuchsdauer kein Phosphat in den Sickerwasserproben nachgewiesen werden. Damit setzt sich der im Tiefenprofil der Bodenuntersuchungen beobachtete Gradient vom Top zur Basis (vgl. Abb. 3.42) im Sickerwasser fort.

Fazit der Glassäulenversuche

In den Glassäulenversuchen führten der regelmäßige Durchfluss von Sickerwasser und die Volatilisierung leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe über die Bodenoberfläche zu einer signifikanten Schadstoffminderung im Boden. Die sehr hohen Konzentrationen von MKW im Sickerwasser waren maßgeblich durch den partikelgebundenen Transport im Versuchssystem begründet und sind nicht mit den für ungestörte Bodenproben oder in Feldversuchen zu erwartenden Werten vergleichbar.

Die Stimulierung des insgesamt sehr stickstoff- und phosphatarmen Bodens mit Nitrat, Ammonium und Phosphat verstärkte den mikrobiellen Schadstoffabbau im Boden. Die tendenziell höchste Schadstoffminderung konnte in der Variante erzielt werden, der ausschließlich Nitrat zugesetzt worden war. Neben der assimilatorischen Nitratzehrung kann in den tieferen, durch den hohen Wassergehalt teilweise sauerstofflimitierten Bereichen der Glassäulen eine Denitrifikation angenommen werden. Nitrat und Ammonium waren bereits nach vier Wochen im Sickerwasser nachweisbar, die Phosphatkonzentrationen hingegen lagen bis zu Versuchsende unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aufgrund der geringen Prüfwerte für Ammonium im Grundwasser und unter der Annahme einer natürlichen anteiligen Umwandlung von Nitrat in Ammonium ist die ausschließliche Nitratzugabe dazu geeignet die natürlichen Abbauprozesse positiv zu beeinflussen.

Die eingesetzten Pufferreagenzien CaCO3 und Ca(OH)2 führten lediglich relativ oberflächennah zu einer starken Erhöhung des pH-Wertes im Boden. In dem Bodenmaterial, das bereits zu Versuchsbeginn einen pH-Wert größer 5 aufwies, konnte bis in 40 cm Bodentiefe ein für den mikrobiellen Abbau optimales pH-Milieu (pH >6,4) eingestellt werden. Bei einem Ausgangswert von pH <4,5 lag der pH-Wert im gesamten Bodenkörper zu Versuchende weiterhin unterhalb von pH 5. Für den Erfolg einer pH-Optimierung scheint demnach der Ausgangs-pH-Wert von großer Bedeutung zu sein. Die pH-Werte im Sickerwasser (pH >6) lagen in allen Varianten deutlich über denen des Bodeneluats. Die eingesetzten Puffersubstanzen führten zu einer Anhebung des pH-Wertes im Sickerwasser.

Der verwendete Versuchsaufbau ermöglichte mit relativ geringem Aufwand (Verwendung einer gestörten Bodenprobe, Labormaßstab, geringe Materialkosten) und innerhalb kurzer Zeit die Einflussnahme verschiedener Parameter auf den Abbau und Rückhalt im Boden zu testen und teilweise zu einer Abschätzung der Auswirkungen auf den Wirkungspfad Boden-Grundwasser zu gelangen. Für eine Beurteilung der zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser waren die gestörten Bodenproben nicht geeignet.

3.4 Bodensäulenversuche

In Bodensäulenversuchen wurde der Einfluss einer pH-Optimierung sowie einer Nitrat-/ Phosphatzugabe auf den mikrobiellen Abbau im Boden und deren Auswirkungen auf verschiedene Parameter im Sickerwasser untersucht. Im Unterschied zu den Batch-Versuchen und den Glassäulenversuchen wurden in diesem Fall ungestörte Bodensäulen (S1-S6) verwendet, was der Feldsituation zwar deutlich näher kam, aber den Nachteil mit sich brachte, dass über die Ausgangsbedingungen in den Säulen nur wenige Informationen vorlagen.

Die Bodensäulen S1 und S4 wurden als Kontrollsäulen während der gesamten Versuchsdauer ausschließlich mit Niederschlagswasser beschickt. Die Bodensäulen S2, S3, S5 und S6 wurden in verschiedenen Versuchsphasen stimuliert:

- PN 1-4: Natural Attenuation (NA)
- PN 5-7: pH-Optimierung (ENA-pH)
- PN 8a/b: Spülphase (ENA-NW)
- PN 9-12: Nitrataddition (ENA-Nitrat).

In insgesamt 12 Probennahmeintervallen (PN) wurden Sickerwasserproben genommen und der Stoffaustrag sowie die Variation der Parameter gemessen.

Zu Versuchsende 2004 sollte eine tiefenorientierte Bodenbeprobung Aufschluss über die Verteilung der Schadstoffe, der Bodenfeuchte, des pH-Wertes, der Leitfähigkeit sowie der Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte in den Bodensäulen (S1-S6) geben. Anhand der im Jahr 2002 gezogenen Proben an Top und Basis der Bodensäulen (B1-B6) wurde versucht, den Einfluss der pH-Optimierung und Nitrataddition auf den mikrobiellen Schadstoffabbau und -rückhalt einzuschätzen.

Die Ergebnisse der Bodenproben wurden mit dem *Kruscal-Wallis-Test* bzw. dem U-Test nach *Mann-Whitney* auf signifikante Unterschiede zwischen den Bodensäulen geprüft. Weiterhin wurden die in den Boden- und Sickerwasserproben gemessenen Parameter mit Hilfe bivariater Datenanalysen (*Spearman-Rho*) auf mögliche Korrelationen untersucht. Anhand der im Boden gemessenen Nitratgehalte und der Gesamtmenge des mit der Nitratlösung zugegebenen und im Sickerwasser wieder gefundenen Nitrats wurde eine Bilanzierung aufgestellt.

Die detaillierten Ergebnisse der Boden- und Sickerwasserproben sind in Anhang 3.7-3.8 zusammengestellt.

3.4.1 Bodenproben der Bodensäulenversuche

3.4.1.1 Bodenprofile

Die Bodenprofile der Rammkernsondierungen RKS 1 und RKS 2 (Ø 50 mm) sowie der Schneckenbohrungen und der Liner-Bohrungen (B1 bis B6) waren überwiegend durch Mittelsande mit feinsandigen und grobsandigen Anteilen sowie schluffigere Lagen geprägt. Bis 1 m u. GOK wiesen die Bohrungen RKS 1 und RKS 2 humose Beimengungen auf. Bauschuttreste bis in 0,45 m u. GOK resultierten aus der Auffüllung rückgebauter Gebäudefundamente (s. Kap. 2.1.1). Die detaillierten Schichtenverzeichnisse und die Bohrprofile sind in Anhang 3.6 zusammengestellt.

3.4.1.2 Trockensubstanz / Bodenfeuchte

Die Trockensubstanz und damit die Bodenfeuchte im Bodenprofil der Bohrpunkte bzw. in den Bodensäulen (s. Abb. 3.48) stehen in Zusammenhang mit der Bodenart und der Niederschlagsmenge. Da die Bodenprofile zwischen 1 und 3 m u. GOK als auch die detaillierter beprobten Bodensäulen der gleichen natürlichen bzw. artifiziellen Wasserzufuhr ausgesetzt waren, waren hauptsächlich die Korngrößenverteilung und das Porenvolumen ausschlaggebend für die unterschiedlichen Tiefenprofile der Bodenfeuchte.

Bei den Bodensäulen fiel die stark ausgetrocknete Schicht am Top der Säule auf. Die Wassergehalte zwischen 10 und 30 cm Tiefe, die gegenüber dem darunter liegenden Mittelsand deutlich erhöht waren, resultierten aus der stärker wasserbindenden bzw. wasserstauenden Wirkung der Humus- und Schluffanteile in diesem Profilbereich. Die erneute Zunahme der Bodenfeuchte ab 80 cm Tiefe in allen Bodensäulen war auf den Wasserstau über der Bodenplatte an der Säulenbasis zurückzuführen. Die Schluffschicht in Bodensäule S2 zwischen 80 und 95 cm führte im Vergleich mit den anderen Bodensäulen zu einem weiteren Anstieg des Wassergehaltes.

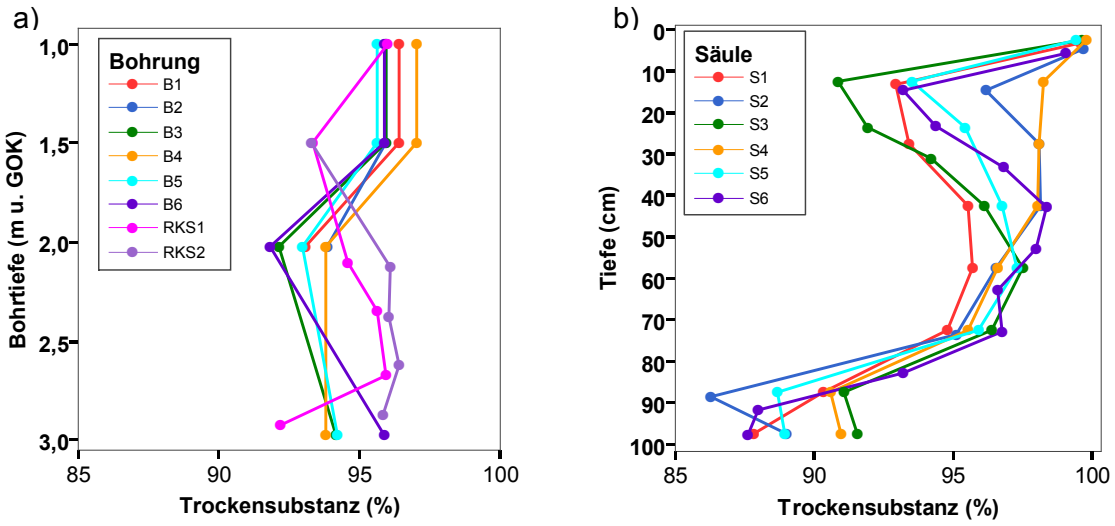


Abb. 3.48: Tiefenprofile der Trockensubstanz (%) a) in den Rammkernsondierungen und Bohrungen 2002 (m u. GOK) sowie b) in den Bodensäulen nach Versuchsende 2004 (mittlere Säulentiefe (cm) vom Top). Zu a): Für die Rammkernsondierungen RKS 1 und RKS 2 bzw. die Bodensäulen B1-B6 liegt zwischen 1 und 2 m Tiefe nur jeweils eine Intervallprobe vor. Zwischen 2 und 3 m Tiefe wurde für B1-B6 die Trockensubstanz aus den Ergebnissen der Top- und Basisproben interpoliert.

3.4.1.3 Schadstoffgehalte (MKW, BTEX)

Da zu Versuchsbeginn lediglich an Top und Basis der Bodensäulen Proben entnommen werden konnten ohne das Bodenprofil zu stören, wurden zur Abschätzung der Schadstoffverteilung die Parallelbohrungen RKS 1 und RKS 2 auf ihre MKW- und BTEX-Gehalte untersucht. Abb. 3.49 zeigt, dass trotz des geringen horizontalen Abstandes der Beprobungspunkte deutliche Unterschiede in der Schadstoffverteilung auftraten. RKS 1 und RKS 2 wiesen in dem zu den Bodensäulen parallelen und damit für die Einschätzung der anfänglichen Schadstoffgehalte relevanten Profilbereich zwischen 2 und 3 m u. GOK überwiegend MKW-Gehalte kleiner 200 mg kg^{-1} TS auf. Erst in dem Probenintervall zwischen 2,85/2,75 bis 3,0 m u. GOK wurden MKW-Gehalte von ca. 2000 mg kg^{-1} TS (RKS 1) bzw. knapp 700 mg kg^{-1} TS

(RKS 2) detektiert. Die stark variierende Schadstoffverteilung fällt bei den BTEX-Gehalten insbesondere bei den Proben aus 3 m Bodentiefe auf, die zwischen ca. 100 und 400 mg kg^{-1} TS lagen.

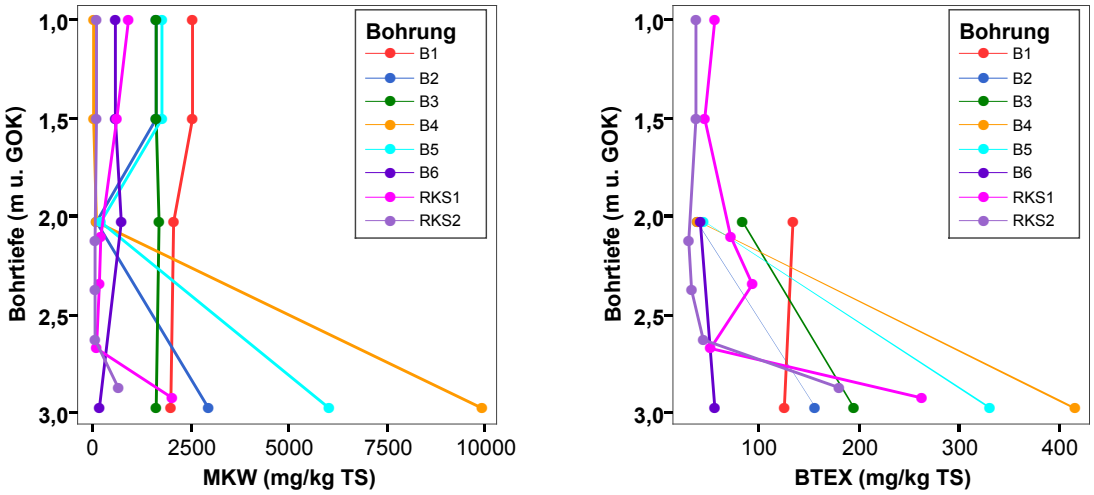


Abb. 3.49: Tiefenprofile der MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) und der BTEX-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Rammkernsondierungen und Bohrungen 2002 (1-3 m u. GOK). Für die Rammkernsondierungen RKS 1 und RKS 2 bzw. die Bodensäulen B1-B6 liegt zwischen 1 und 2 m Tiefe nur jeweils eine Intervallprobe vor. Zwischen 2 und 3 m Tiefe wurde für B1-B6 der MKW-Gehalt aus den Ergebnissen der Top- und Basisproben interpoliert.

Da die Ergebnisse der Parallelbohrungen RKS 1 und RKS 2 zur Abschätzung der Schadstoffgehalte in den Bodenprofilen nicht auf die Bohrungen B1, B2, B3 bzw. B4, B5, B6 übertragen werden konnten, mussten für eine Abschätzung der Schadstoffabnahme bzw. -verlagerung während der Versuchsdauer die MKW-Gehalte an Top und Basis der einzelnen Bodensäulen (S1-S6) zu Versuchsbeginn und zu Versuchsende betrachtet werden. Abb. 3.50 zeigt die Ergebnisse der Top- und Basisproben im Jahr 2002 (RP 2002) und nach gekühlter Lagerung im Jahr 2004 (RP 2004) sowie die nach Versuchsende in 5-20 cm bzw. 80-95 cm Tiefe entnommenen Bodenproben. Da diese Bodentiefen von denen der ursprünglich entnommenen Top- und Basisproben (0-5 cm und 95-100 cm) etwas abweichen, muss ein solcher Vergleich kritisch und unter Berücksichtigung der Bodenart durchgeführt werden. Die obersten und die untersten 5 cm des Bodenprofils konnten wegen der Vermischung des ursprünglichen Bodens mit dem aufgefüllten Quarzsand (s. Kap. 2.2.1) nicht verwendet werden.

In den Top-Proben wurden zu Versuchsende in S1, S2, S3, S4 und S6 nur noch zwischen 23 und 35 % der ursprünglichen MKW-Gehalte analysiert. Die vorgeblich unveränderten Schadstoffgehalte in S5 (96 % des Anfangsgehaltes) sind in der oben beschriebenen fehlenden Vergleichbarkeit der Proben begründet. Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil der Schadstoffminderung auf die Volatilisierung leichtflüchtiger Verbindungen und auf mikrobiellen Abbau zurückzuführen ist. Dies zeigten auch die ebenfalls stark verminderten Konzentrationen in den Rückstellproben. Bei einem Vergleich der Schadstoffminderung mit der in den Rückstellproben ist allerdings, wie sich bereits in den Batch-Versuchen gezeigt hat, zu berücksichtigen, dass allein die mechanische Bearbeitung beim Umfüllen des Bodenmaterials in die Probengläser den mikrobiellen Abbau und die Volatilisierung in den Rückstellproben trotz der gekühlten Lagerung bei 4 °C stark anregen kann.

Die Schadstoffabnahme durch Auswaschung mit dem Sickerwasser kann hingegen vernachlässigt werden. Bei einem Sickerwasserdurchlauf von 11 l während der gesamten Versuchsdauer und durchschnittlich 0,8 mg l^{-1} MKW (s. Kap. 3.4.2.3) wären insgesamt lediglich 14 mg MKW ausgewaschen worden.

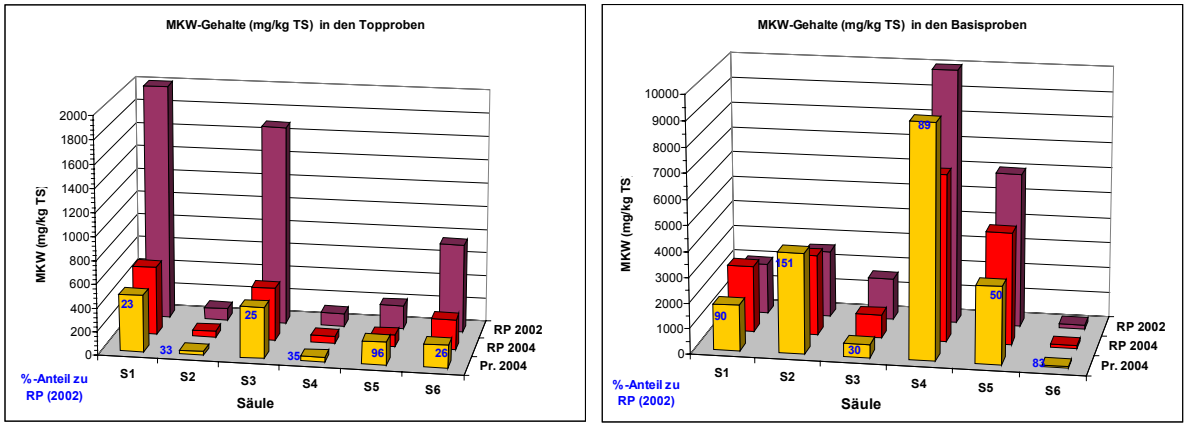


Abb. 3.50: MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Top- und Basisproben bei der Entnahme der Bodensäulen (RP 2002), nach zwei Jahren gekühlter Lagerung (RP 2004) und in 5-20 cm bzw. 80-95 cm Bodentiefe nach Versuchsende (Pr. 2004). In blauer Schrift ist der prozentuale Anteil der MKW-Gehalte zu Versuchsende gegenüber dem Anfangsgehalt angegeben. Angaben unter 100 % verweisen auf eine Schadstoffabnahme, Angaben über 100 % geben Hinweise auf eine vertikale Schadstoffverlagerung und Anreicherung in den Basisproben.

Bei den Basisproben war in S3 und S5 eine deutliche Schadstoffminderung, in den Kontrollsäulen S1 und S4 hingegen nur eine geringe Schadstoffminderung festzustellen. Dass in S2 der MKW-Gehalt zu Versuchsende deutlich höher lag als in der Rückstellprobe verweist auf die Schadstoffanreicherung in der ausgeprägten Schlufflage zwischen 80 und 95 cm Tiefe.

Eine Schadstoffzunahme mit der Tiefe zeigten auch die Profile der MKW- und BTEX-Gehalte in den Säulen S2, S4, S5 und S6, während S1 und S3 in 20 bis 95 cm Tiefe und 20 bis 65 cm Tiefe ein Maximum aufwiesen (Abb. 3.51). Die BTEX-Gehalte in S6 lagen zu Versuchsende durchgehend unter der Nachweisgrenze.

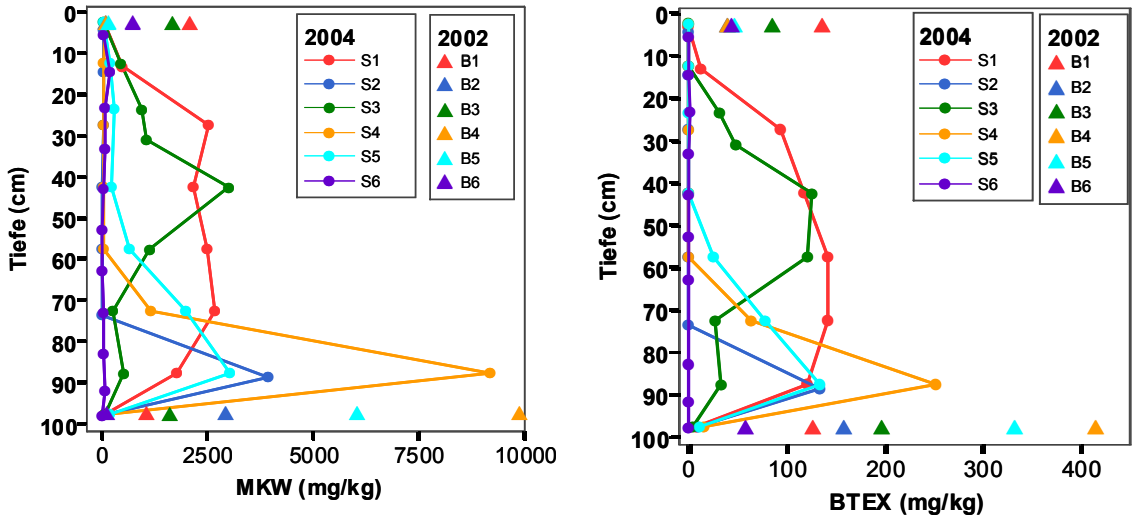


Abb. 3.51: Tiefenprofile der MKW- und BTEX-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 und Ausgangsgehalte in den Top- und Basisproben zu Versuchsbeginn 2002.

Anhand der Chromatogramme der GC-Messungen wurden die Kettenlängen der n-Alkane zu Versuchsbeginn und Versuchsende exemplarisch verglichen. Da kein spezielles GC-Screening durchgeführt wurde, war eine spezifische Identifizierung der iso-Alkane nicht möglich. Zu Versuchsbeginn lagen in den Top- und Basisproben n-Alkane von C_{10} bis maximal C_{24} vor. Zu Versuchsende waren in den Rückstellproben und in den obersten Proben der Bodensäulen die kürzerkettigen C_{10}- bis C_{12}-Verbindungen weitgehend abwesend. In den restlichen Proben lagen n-Alkane von C_{10} oder C_{12} bis maximal C_{25} vor (Abb. 3.52).

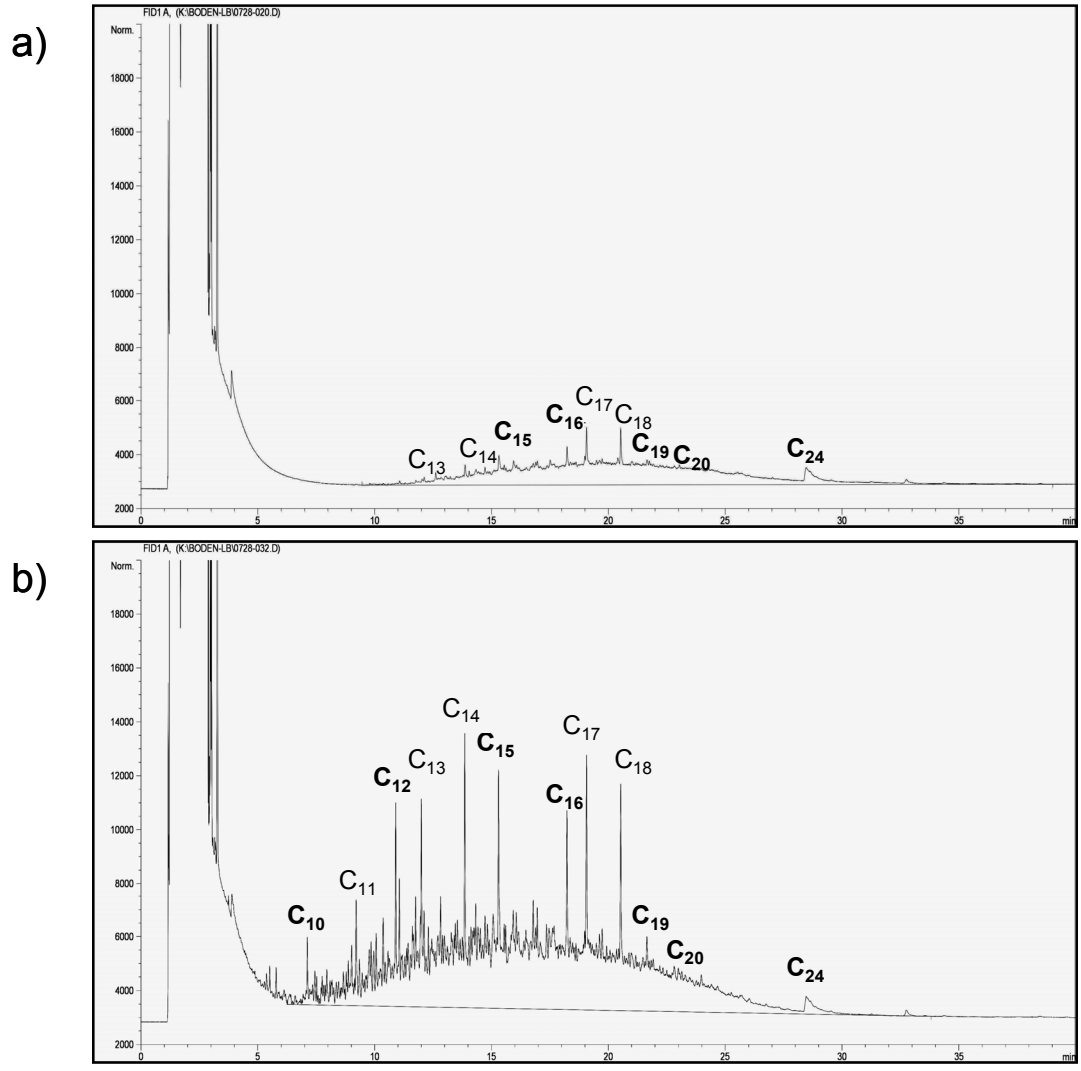


Abb. 3.52: Identifizierte n-Alkane im MKW-Spektrum von Proben der Bodensäule S1.
a) Zwischen 6 und 20 cm treten lediglich längerkettige Alkane auf. Aufgrund der geringen Schadstoffkonzentrationen ist das Chromatogramm insgesamt nicht sehr stark ausgeprägt.
b) Zwischen 80 und 95 cm Tiefe liegt das gesamte Schadstoffspektrum eines typischen Dieselölschadens vor. Neben den beschrifteten n-Alkanen treten viele nicht näher identifizierte, verzweigte Kohlenwasserstoffverbindungen auf.

Die Hypothese, dass durch die pH-Optimierung und die Nitrat-/Phosphatzugabe ein stärkerer mikrobieller Abbau als in den Kontrollsäulen stattfindet, konnte aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung nicht belegt werden. Der U-Test nach *Mann-Whitney* wies für die stimulierten Säulen S2, S3, S5 und S6 zum Teil signifikant höhere und zum Teil signifikant niedrigere MKW-Gehalte als für die Kontrollsäule S4 auf (Abb. 3.53). Gegenüber der Kontrollsäule

S1 wies lediglich S2 signifikant niedrigere Gehalte auf. Bei den BTEX-Gehalten waren zwischen der Kontrollsäule S4 und den anderen Säulen keine signifikanten Unterschiede nachzuweisen, während die Gehalte in der Kontrollsäule S1 hingegen signifikant höher waren als in den stimulierten Säulen. Problematisch für die statistische Auswertung sind die im Tiefenprofil extrem variierenden Gehalte, die in den Boxplot-Diagrammen als Ausreißer- und Extremwerte dargestellt sind.

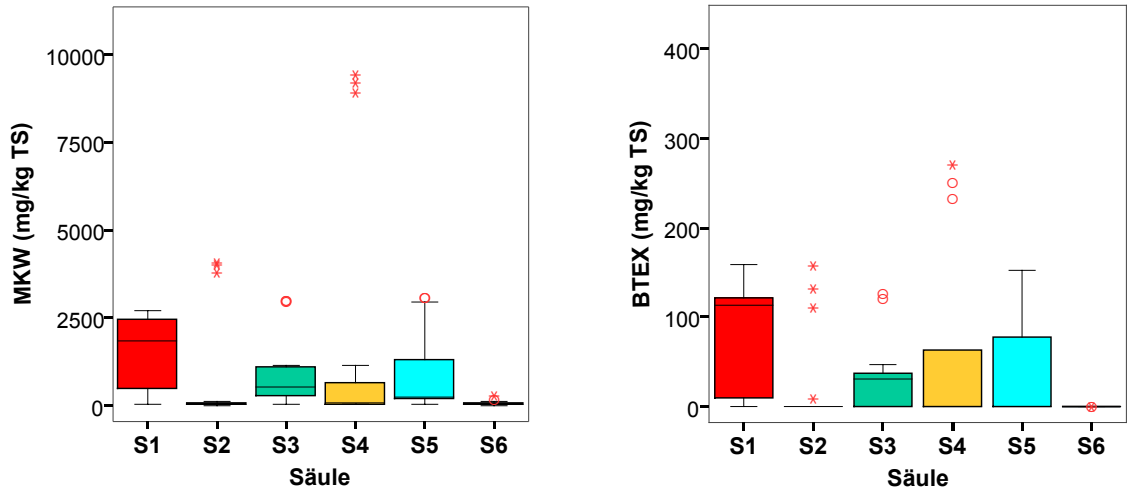


Abb. 3.53: Boxplot-Diagramme der MKW- und BTEX-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 (Ausreißerwerte: o, Extremwerte: *).
Durch die hohe Streuung der Werte sind keine Unterschiede zwischen den stimulierten Säulen (S2, S3, S5, S6) und den Kontrollsäulen (S1, S4) festzustellen.

Bivariate Datenanalysen nach *Spearman-Rho* zeigten in den Säulen S1 bis S5 eine signifikant hohe Korrelation der beiden Schadstoffgruppen MKW und BTEX. Korrelationsanalysen zwischen den Schadstoffgehalten und der Trockensubstanz, dem pH-Wert, der Leitfähigkeit sowie den Nitrat-, Ammonium und Phosphatgehalten ergaben keine übereinstimmenden Abhängigkeitsverhältnisse. Zwar wurden für einzelne Säulen mittlere bis hohe Korrelationen zwischen den Schadstoffgehalten und den anderen Parametern berechnet, diese stellten sich aber nach eingehender kritischer Betrachtung als Scheinkorrelationen (zum Beispiel über die Profiltiefe) heraus.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die unterschiedlich hohen Schadstoffgehalte zu Versuchende stärker auf die Ausgangsgehalte in den Bodensäulen als auf eine Stimulation der Abbau- und Rückhalteprozesse durch die pH-Optimierung und/oder die Nitrat- und Phosphatzugabe zurückgeführt werden müssen. Aufgrund des Versuchsdesigns sind die Anfangsgehalte in den Bodensäulen nicht detailliert bekannt und die Berechnung von Abbauraten daher nicht möglich.

3.4.1.4 pH-Wert und Leitfähigkeit im Boden

Durch die Beimengung von Calciumkarbonat in die oberste Bodenschicht und die regelmäßige Zugabe einer Calciumhydroxidlösung über 36 Wochen konnte der pH-Wert im Boden in den stimulierten Säulen gegenüber dem ursprünglichen pH-Wert der Topproben und gegenüber den Kontrollsäulen deutlich angehoben werden (Abb. 3.54). Im Tiefenprofil fiel der pH-Wert allerdings von ca. pH 8 (0-5 cm) sehr schnell auf pH 6-7 (5-20 cm) ab – mit weiter sinkender Tendenz. Lediglich in den Säulen S3 und S5 war der pH-Wert gegenüber den beiden

Kontrollsäulen S1 und S4 über das gesamte Tiefenprofil signifikant erhöht. An der Profilbasis lagen die pH-Werte mit Ausnahme von Säule S3 auf dem Niveau der Ausgangswerte 2002. Der pH-Wert wies eine mittlere (S2) bis hohe (S3, S5, S6) negative Korrelation mit der Tiefe auf.

Die Leitfähigkeitswerte im Boden waren in den Säulen S2, S3, S5 und S6 parallel zu den pH-Werten oberflächennah stark erhöht (Abb. 3.54). Über den gesamten Profilbereich betrachtet war eine signifikante Anhebung der Leitfähigkeit gegenüber den Kontrollsäulen festzustellen. Haupteinflussfaktoren der gemessenen Leitfähigkeit waren das oberflächlich zugemengte Calciumkarbonat sowie die Anreicherung des Niederschlagswassers mit Calcium- bzw. später mit Nitrat- und Phosphationen. In S2 korrelierte die Leitfähigkeit signifikant hoch mit den Nitratgehalten. In S3 und S5 lagen mittlere bis hohe Korrelationen zwischen der Leitfähigkeit und dem pH-Wert sowie den Nitrat- und Phosphatgehalten vor. In S6 gab es eine mittlere Korrelation der Leitfähigkeit mit dem pH-Wert.

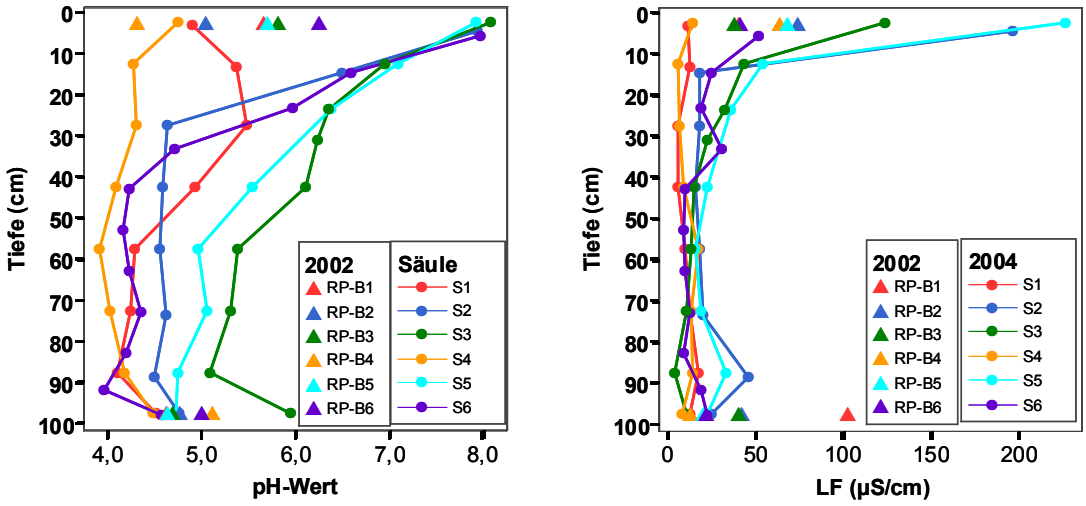


Abb. 3.54: Tiefenprofile der pH-Werte und der Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 und Ausgangsgehalte in den Top- und Basisproben zu Versuchsbeginn 2002. Die an der Säulenoberfläche aufgrund der $CaCO_3$/$Ca(OH)_2$-Zugabe stark erhöhten pH-Werte sinken im Tiefenprofil schnell unter pH 6 ab.

3.4.1.5 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte

Die Nitratgehalte in den Bodenproben der Säulen S2, S3 und S5 waren aufgrund der Nitratzugabe mit dem Niederschlagswasser insbesondere oberflächennah stark erhöht (Abb. 3.55). In den darunter liegenden Profilbereichen gingen die Nitratgehalte stark (S2) bis vollständig (S3, S5) zurück. In den Kontrollsäulen S1 und S4 konnte kein Nitrat nachgewiesen werden. Die Ammoniumgehalte lagen im Allgemeinen unter der Bestimmungsgrenze (< 0,4 mg kg^{-1} TS). Der Nachweis von Ammonium (2 mg kg^{-1} TS) in der Bodensäule S3 (50-95 cm Tiefe) und im Sickerwasser gab Hinweise auf reduzierende Milieubedingungen (KIENE et al. 2001).

Die natürlichen Phosphatgehalte im Boden nehmen im Allgemeinen von der Sand- zur Tonfraktion und mit steigendem Humusgehalt zu. Dementsprechend waren die höheren Ausgangsskonzentrationen in den Topproben der Bohrungen B3 und B5 sowie der Basisprobe

der Bohrung B2 auf ihren schluffigen und humosen Anteil zurückzuführen. Insgesamt lagen aber für Sandböden zu erwartende Phosphatgehalte unter 100 mg kg^{-1} (SCHEFFER 2002) vor. Durch die Stimulierung waren die Phosphatgehalte in S3 und S5 gegenüber den Intervallproben der beiden Kontrollsäulen S1 und S4 erhöht (Abb. 3.55). Vor allem in S3 stiegen die Gehalte bis 35 cm Tiefe um ein Mehrfaches an. Das mit dem Niederschlagswasser zugegebene Phosphat wurde aufgrund des hohen Calciumangebotes und der neutralen pH-Werte in den obersten Bodenschichten sehr wahrscheinlich als Calciumphosphat ausgefällt (SCHEFFER 2002, Fritsche 1998). Da im Sickerwasser kein Phosphat nachgewiesen wurde (vgl. Kap. 3.4.2.8), kann eine Auswaschung ausgeschlossen werden.

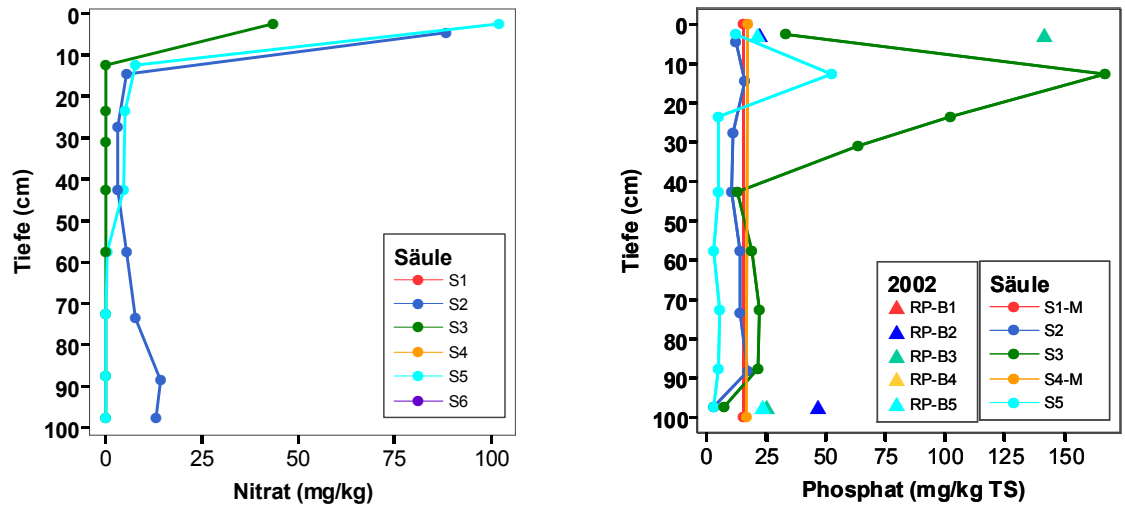


Abb. 3.55: Tiefenprofile der Nitrat- und Phosphatgehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 und Ausgangsgehalte in den Top- und Basisproben zu Versuchsbeginn 2002. Oberflächennah liegt eine starke Nitratanreicherung vor. In der Säule S3 erfolgt aufgrund des höheren pH-Wertes im Boden eine Phosphatfällung bis in 35 cm Tiefe.

3.4.1.6 Bodenatmung

Anhand der Säule S5 und der Kontrollsäule S1 wurde zu Versuchsende exemplarisch der Einfluss der Inkubation auf die mikrobielle Aktivität und somit den Sauerstoffverbrauch (basale Bodenatmung, R_B) im Boden bestimmt. Mit der Messung der substratinduzierten Bodenatmung (R_S) wurde anschließend die potenzielle Aktivität nach Zugabe einer im Allgemeinen leicht verwertbaren Kohlenstoffquelle (Glucose) und Nährstoffen (Ammonium, Phosphat) gemessen. Eine Zusammenstellung der Messergebnisse und der daraus berechneten Größen ist in Anhang 3.9 aufgeführt.

Die basale Bodenatmung lag (selbst bei zehntägiger Messdauer) in allen Proben unter oder nur knapp über der Bestimmungsgrenze (< 1 mg kg^{-1} h^{-1}), was eine insgesamt geringe mikrobielle Aktivität in den untersuchten Bodensäulen belegt. Durch die Substratzugabe konnte die mikrobielle Aktivität in den Bodenproben angeregt werden, variierte aber in beiden Bodensäulen mit der Tiefe (Abb. 3.56). Die vor allem am Top der Säulen stark erhöhten substratinduzierten Bodenatmungsraten, die deutlich kürzeren Lag-Phasen und das schnelle Erreichen der maximalen Atmungsrate verweisen darauf, dass die Verwertung des Glucose-Nährstoffgemisches vom Bodenmilieu, insbesondere dem Aerobiegrad, während der Bodensäulenversuche abhing. In den Bodensäulen war von abnehmenden Sauerstoffgehalten mit

zunehmender Tiefe und damit auch einem Rückgang aerober Organismen auszugehen. Gleichzeitig stieg in Säule 5 der Schadstoffgehalt ab 65 cm Tiefe stark an. Dass die substratinduzierte Bodenatmung der stimulierten Säule 5 erst an der Basis deutlich zunahm, lässt die Schlussfolgerung zu, dass in diesem Bereich Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor für den Schadstoffabbau genutzt wurde und somit die mikrobielle Aktivität nitratreduzierender Bakterien stark angeregt war. Nitratreduzierer (z.B. *Pseudomonas, Paracoccus denitrificans*) sind fakultativ anaerobe Organismen, die mit dem Wechsel des Milieus von anaerob während der Bodensäulenversuche zu aerob während der Sapromatmessung auf die aerobe Atmung umstellen können (MADIGAN et al. 2001).

Die positiven Auswirkungen der pH- und Nitratstimulation auf die potenzielle mikrobielle Aktivität zeigt auch die in Abb. 3.56 aufgetragene Wachstumsrate, die in Säule 5 deutlich höher war als in der Kontrollsäule. Allerdings wäre analog der Bodenatmungsraten der zweiten Flaschenversuchsserie (vgl. Kap. 3.2.3.2) eine durch die Nitratzugabe bereits erhöhte basale Atmungsrate zu erwarten gewesen, die im Bodensäulenversuch jedoch nicht festgestellt werden konnte.

Es ist nicht auszuschließen, dass in den Proben, für die in den Messungen keine Wachstumsraten bestimmt werden konnten, nach einer längeren Inkubationsphase eine Adaption der Mikroorganismen an das zugegebene Substrat und damit eine Steigerung der Bodenatmung erfolgt wäre. Aufgrund von Schimmelpilzbildung in den Bodenproben nach 140-230 Stunden wurden die jeweiligen Versuchsläufe jedoch beendet.

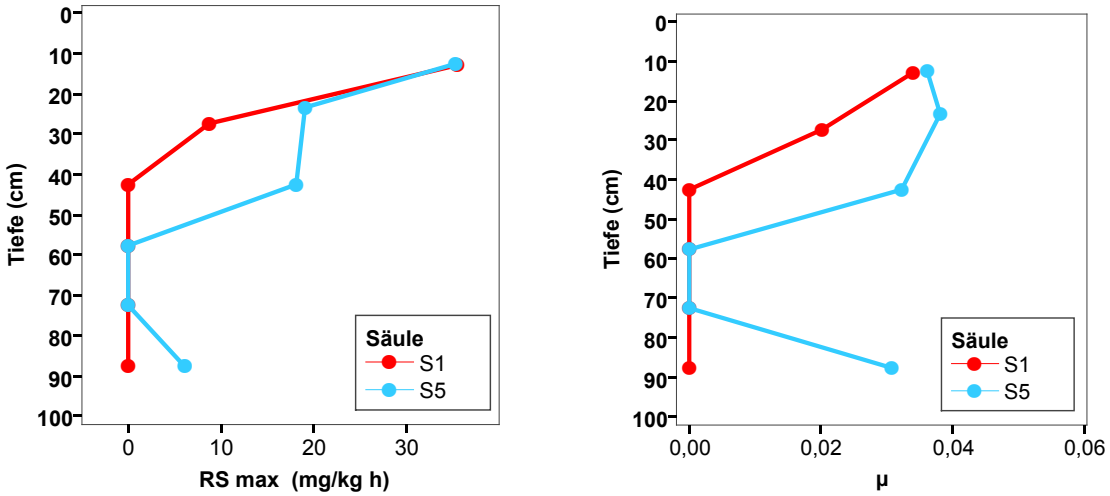


Abb. 3.56: Tiefenprofile der substratinduzierten Bodenatmungsrate 'RS max' (mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) sowie der Wachstumsrate 'μ' (-) bis zum Erreichen der maximalen Atmung in den Bodensäulen S1 und S5 zu Versuchsende 2004.

3.4.2 Sickerwasserproben der Bodensäulenversuche

3.4.2.1 Sickerwassermenge

Die Bodensäulen wurden wöchentlich mit 100-105 ml Niederschlagswasser bzw. mit der gleichen Menge Calciumhydroxid oder mit nitrat- und phosphatangereichertem Niederschlagswassers versetzt. Bei etwa 10 % Bodenfeuchte zu Versuchsbeginn konnte bei einer Bodenmasse von 11,8 kg pro Säule Boden von einer Sickerwassermenge von ca. 1,2 kg bzw. 1.200 ml ausgegangen werden. Diese musste zunächst verdrängt werden, bevor das zugegebene Niederschlagswasser die Säulenbasis erreichen und als Sickerwasser austreten konnte. Rechnerisch ergab sich demnach eine Versuchsdauer von mindestens 12 Wochen pro Phase, bevor sich erste Effekte der pH-Optimierung oder der Nitrat- und Phosphatstimulation im Sickerwasser bemerkbar machen würden.

In der Praxis variierten die an den Bodensäulen anfallenden Sickerwassermengen pro Zeiteinheit erheblich, was auf die kleinräumigen Unterschiede in den Bodenschichten zurückgeführt werden kann. Schluffschichten oder hohe Schluffanteile bewirken eine geringere Wasserdurchlässigkeit (AG Boden 1994), die sich durch eine langsamere Durchsickerung in den Bodensäulen S2 und S3 bemerkbar machte.

3.4.2.2 Organoleptische Befunde

Die organoleptischen Befunde (Tab. 3.8) geben einen ersten Eindruck über die Variabilität der Sickerwasserproben in den Bodensäulenversuchen. Eine Färbung des Sickerwassers geht im Allgemeinen auf Humus- oder Eisenhydroxide im Boden zurück (SCHEFFER 2002). Insbesondere die Bodensäule S3 zeichnete sich durch anfänglich stark gefärbtes Sickerwasser und rot-braune Niederschläge aus.

Tab. 3.8: Organoleptische Befunde in den Sickerwasserproben der Bodensäulenversuche.

	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 6
Farbe	farblos bis gelb	farblos bis gelb	rot-braun, gelb-braun, gelb	farblos bis gelb	farblos bis gelb	farblos bis leicht gelblich
Geruch	leicht - mäßig nach MKW	leicht - mäßig nach MKW	leicht - mäßig nach MKW, selten leicht n. Schwefel	leicht - mäßig nach MKW	leicht - mäßig nach MKW	leicht nach MKW
Trübe	teilweise leicht trüb	teilweise leicht trüb	leicht bis stark trüb	teilweise leicht trüb	teilweise leicht bis stark trüb	klar bis leicht trüb
Bodensatz/ Niederschlag	weiß, flockig - schleimig	weiß, flockig - schleimig	rot-braun, feinkörnig	weiß, flockig - schleimig	weiß (braun), flockig - schleimig	weiß, flockig - schleimig

3.4.2.3 MKW-Konzentrationen

Die MKW-Konzentrationen im Sickerwasser lagen zu Versuchsbeginn bei 1-2,5 mg l^{-1} und damit deutlich höher als die in den Sickerwasserproben vom TL Schäferhof-Süd gemessenen Werte. Der Prüfwert (200 µg l^{-1}) der BBodSchV (1999) war um ein Mehrfaches überschritten. Der Grund hierfür liegt einerseits in den Minderbefunden an den Sickerwassermessstellen am TL Schäferhof-Süd (vgl. Kap. 3.1.3) und andererseits wahrscheinlich an der durch die höhere Sickerwassermenge in den Bodensäulen verstärkten Schadstoffauswaschung. In allen Säulen war eine abnehmende Tendenz der Konzentrationen während der Versuchsdauer zu verzeichnen (s. Abb. 3.57). Signifikante Unterschiede zwischen den Säulen konnten in den verschiedenen Versuchsphasen nicht festgestellt werden. Zu Versuchsende lagen die MKW-Konzentrationen überwiegend bei 0,5 mg l^{-1}. Lediglich in S5 stiegen während der Nitrat-/Phosphatzugabe die MKW-Konzentrationen aus ungeklärter Ursache erneut stark an. Die starke Trübung des Sickerwassers im letzten Probennahmeintervall sowie der Anstieg der Leitfähigkeit und des TOC:DOC-Verhältnisses geben Hinweise auf einen partikelgebundenen Schadstoffaustrag.

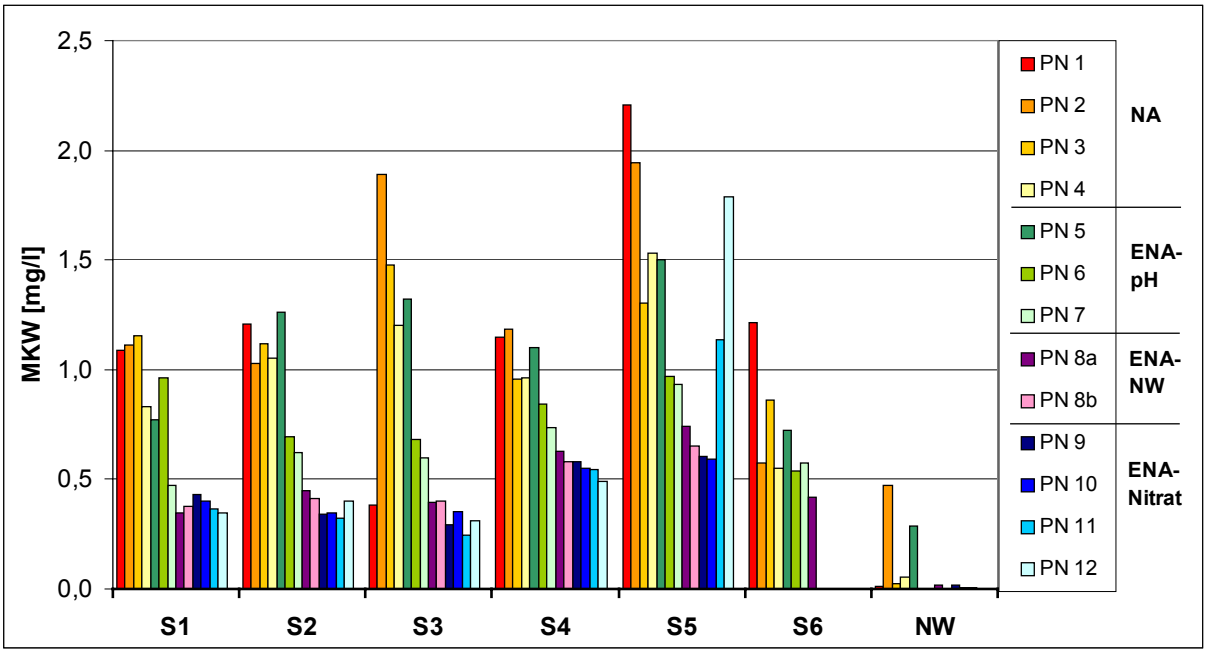


Abb. 3.57: MKW-Konzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

3.4.2.4 TOC/DOC und TIC/DIC

Der Gesamtkohlenstoff (TC) im Sickerwasser setzte sich überwiegend aus organischem Kohlenstoff (TOC) zusammen, der anorganische Anteil (TIC) war aufgrund des insgesamt kalkarmen Bodens gering. Eine Ausnahme bildete die Bodensäule S3, die signifikant höhere TIC-/DIC-Konzentrationen im Sickerwasser aufwies. Aufgrund der pH-Werte im Boden und im Sickerwasser lässt sich rückschließen, dass in S3 höhere Karbonatanteile im Boden vorlagen und mit dem Sickerwasser karbonatisch gebundener Kohlenstoff ausgetragen wurde. Die TOC-Konzentrationen variierten je nach Säule und Probennahmeintervall zwischen 10 und 200 mg l^{-1} (Abb. 3.58). Trotz des geringen Humusgehaltes im Boden wurden die TOC-

Konzentrationen im Sickerwasser überwiegend durch natürliche organische Bestandteile geprägt, die Schadstoffkonzentrationen konnnten nach den Ergebnissen der MKW-Bestimmung nur einen geringen Anteil ausmachen. Die zu Versuchsbeginn sehr hohen TOC-Konzentrationen im Sickerwasser lassen sich wahrscheinlich auf die verstärkte Auswaschung dieser organischen Bestandteile durch die relativ hohe Sickerwassermenge zurückführen. Die TOC- und die TIC-Konzentrationen lagen zumeist vollständig in gelöster Form (DOC/DIC) vor.

Die ph-Optimierung und die Nitrataddition nahmen kaum Einfluss auf die TOC- und TIC-Konzentrationen in den Versuchsphasen. Der durch die $CaCO_3$-Zugabe während der pH-Optimierung zu erwartende Anstieg der TIC-Konzentrationen im Sickerwasser blieb aus. Die Calciumkonzentrationen waren hingegen gegenüber den Kontrollsäulen leicht erhöht. Die während der Nitrat-/Phosphatzugabe in S5 erneut angestiegenen TOC-Konzentrationen (s. Abb. 3.58) standen in engem Zusammenhang mit dem partikelgebundenen Austrag.

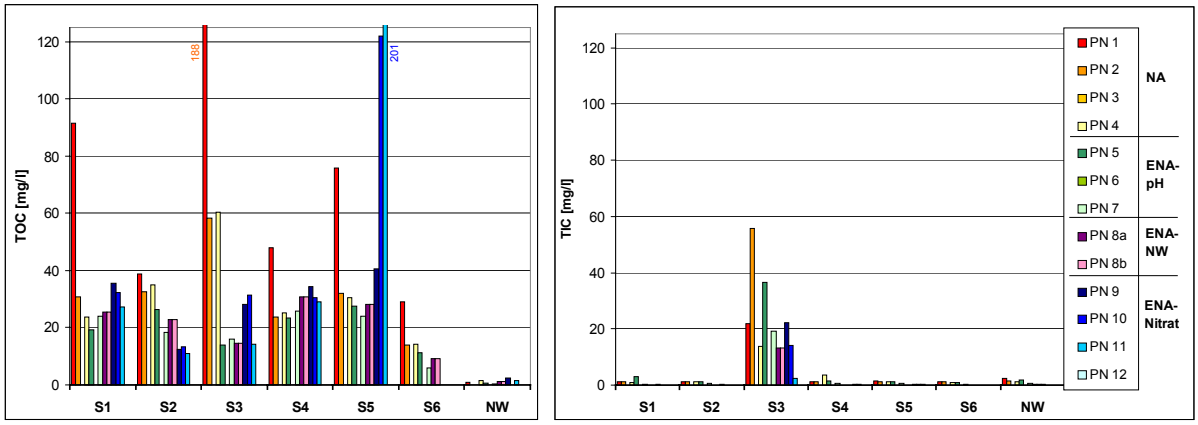


Abb. 3.58: TOC- und TIC-Konzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

3.4.2.5 pH-Werte im Sickerwasser

Die pH-Werte im Sickerwasser lagen zu Versuchsbeginn in den gefrorenen Proben zwischen pH 3,7 und pH 4,4, lediglich die Bodensäule S3 wies einen deutlich höheren pH-Wert auf (pH 6,6). Wie bereits in den Ergebnissen der Bodenproben gezeigt, nahmen die Auswirkungen der $Ca(OH)_2/CaCO_3$-Zugabe mit der Säulentiefe rapide ab, sodass im Sickerwasser der stimulierten Säulen S2, S5 und S6 nur ein leichter pH-Anstieg auf Werte zwischen pH 4 und pH 5 zu beobachten war (s. Abb. 3.59). In S3 wurde der pH-Wert hingegen bis in den basischen Bereich (pH 8,2) verschoben. In S5 und S6 lag eine signifikant mittlere bis hohe negative Korrelation der pH-Werte mit den MKW-Konzentrationen im Sickerwasser vor.

Der pH-Wert des zugegebenen Niederschlagswasser war aufgrund der fehlenden Pufferung und der unterschiedlichen Zeiträume, in denen das Niederschlagswasser aufgefangen wurde, starken Schwankungen unterworfen (pH 4,9-6,2). Neben den pH-Werten der gesammelten und eingefrorene Proben wurden während der Probennahmeintervalle die pH-Werte des frischen Sickerwassers bestimmt, die bis zu einer halben pH-Einheit darüber bzw. darunter (S3) lagen.

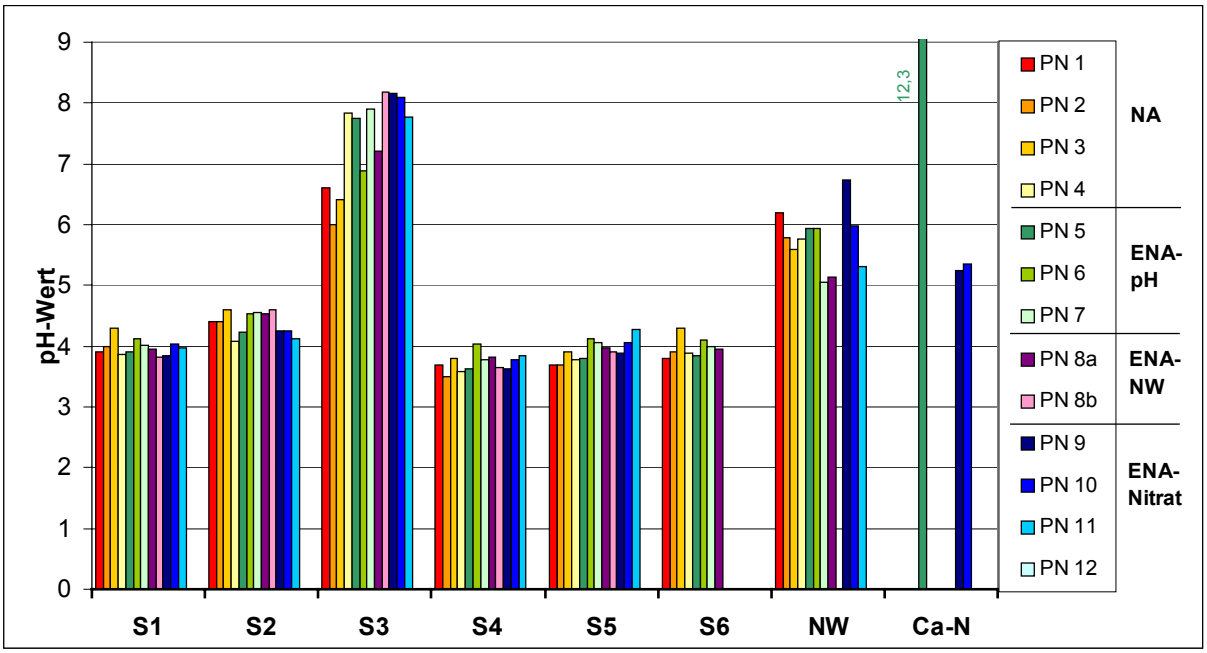


Abb. 3.59: pH-Werte im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle (PN). (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrat-Addition)

3.4.2.6 Redoxpotenzial

In kontaminierten Wässern stehen Redoxreaktionen und mikrobieller Schadstoffabbau in Wechselwirkung miteinander (WIEDEMEIER et al. 1995b). Die in den Sickerwasserproben gemessenen Redoxpotenziale unter 700 mV können als Anzeiger eines fakultativ anaeroben bis strikt anaeroben Milieus gewertet werden, in dem Sauerstoff als Elektronenakzeptor verbraucht ist und der Schadstoffabbau durch Denitrifikation erfolgen kann. Ob sich das reduzierende Milieu erst durch den mikrobiellen Abbau organischer Substanzen im Sickerwasser eingestellt hat oder bereits an der Säulenbasis bzw. im unteren Bereich der Bodensäulen vorlag, kann nicht nachvollzogen werden.

Wie die rot-braunen Niederschläge im Sickerwasser von S3 zeigen, könnten die stärker reduzierenden Bedingungen (< 500 mV) in Zusammenhang mit einer Oxidation gelöster Fe(II)-Ionen und der anschließenden Fällung stehen. Eisenreduzierende Bedingungen würden sich erst bei einem Redoxpotenzial von ca. -50 mV einstellen.

Da es sich bei dem Redoxpotenzial um einen sehr sensitiven Parameter handelt, ist eine Veränderung der Messwerte durch die etwa zweitägige Sammelphase des Sickerwassers bis zur Probennahme nicht auszuschließen.

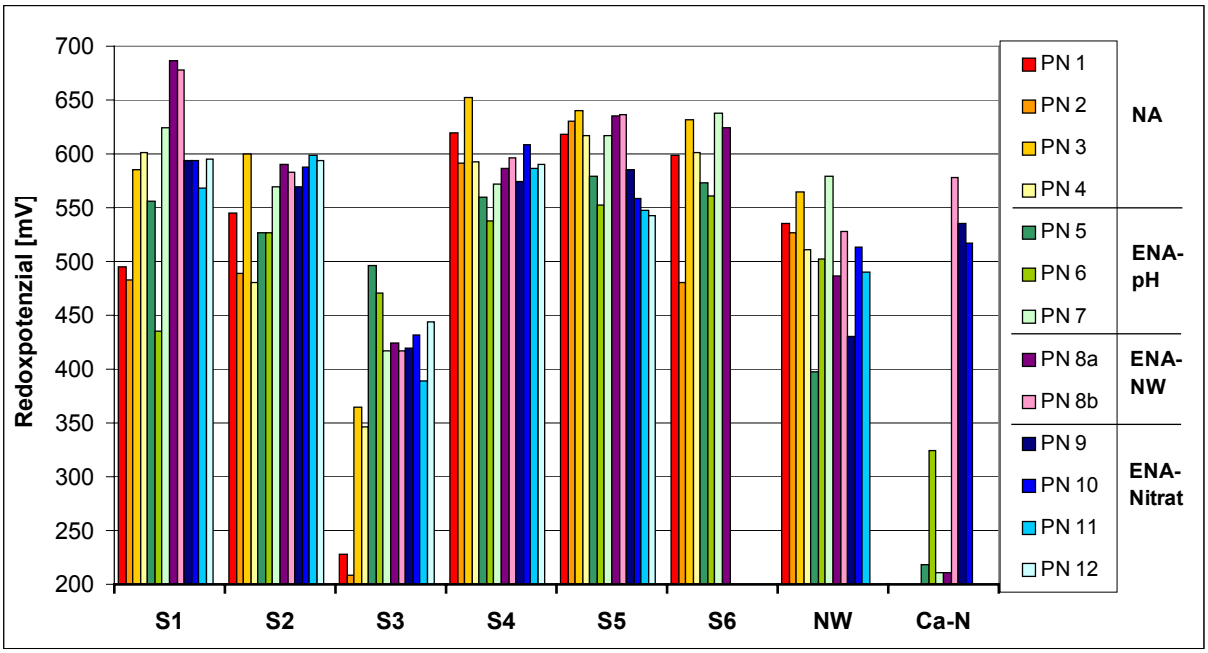


Abb. 3.60: Redoxpotenzial (mV) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

3.4.2.7 Leitfähigkeit im Sickerwasser

Parallel zur Abnahme anorganischer Ionen (Sulfat, Eisen) war für die Leitfähigkeit im Sickerwasser während der NA-Phase ebenfalls ein stark abnehmender Trend zu beobachten, der sich erst während der Nitratzugabe wieder umdrehte (Abb. 3.61).

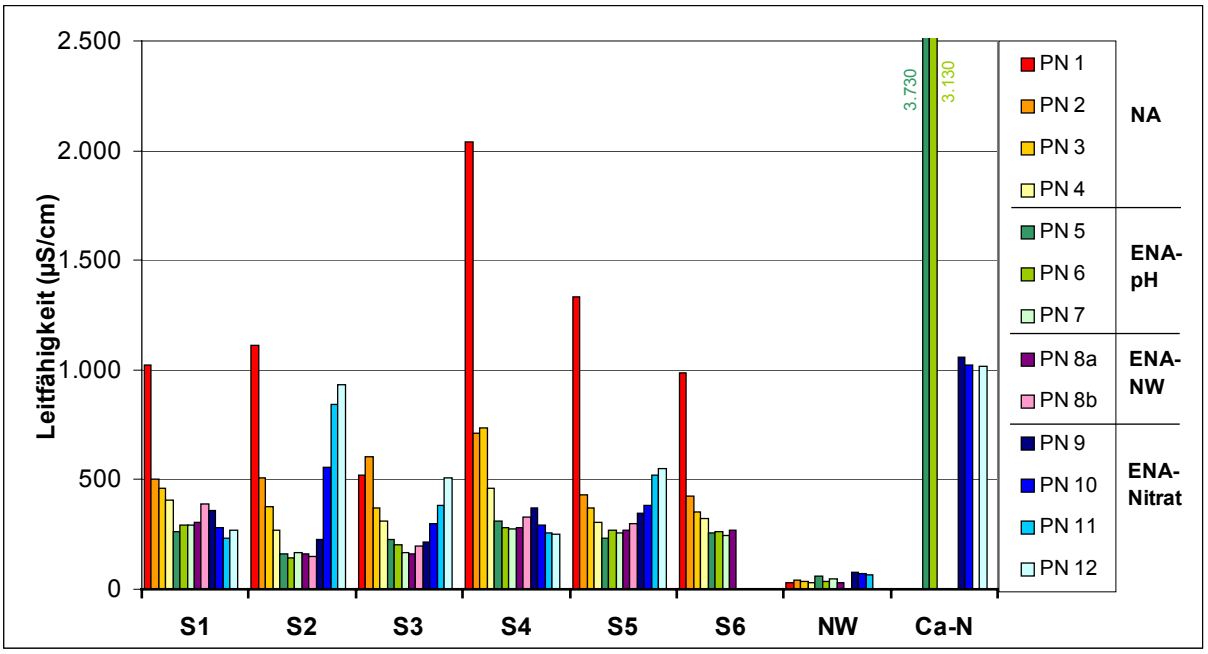


Abb. 3.61: Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

Der erwartete Anstieg der Leitfähigkeit im Sickerwasser durch die Zugabe der hoch leitfähigen Calciumhydroxidlösung blieb aus, ein weiterer Beleg dafür, dass die pH-Optimierung keine Wirkung auf die tieferen Bereiche der Bodensäulen hatte. Die Leitfähigkeitswerte korrelierten mittelmäßig bis sehr hoch mit den Eisen- und Sulfatkonzentrationen.

3.4.2.8 Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser lagen vor der Nitratzugabe unter oder nur leicht über der Bestimmungsgrenze. Lediglich in Säule S6 wurden bis zu 6 mg l^{-1} Nitrat gemessen. Mit Beginn der ENA-Nitratphase stiegen die Nitratkonzentrationen in S2 bereits nach kurzer Zeit stark an und lagen im letzten Probennahmeintervall auf dem Niveau der Zugabelösung (100 mg l^{-1} NO_3-N). Die Säulen S3 und S5 reagierten deutlich langsamer auf die Nitratzugabe und erreichten zu Versuchsende lediglich Konzentrationen von 18 bzw. 4 mg l^{-1} NO_3-N im Sickerwasser.

Eine Bilanzierung der Nitratgehalte im Boden und der mit dem Sickerwasser ausgetragenen Nitratkonzentrationen ergab Bilanzlücken von insgesamt 240 mg NO_3-N in S3 und 170 mg NO_3-N in S5, die auf Assimilation, Denitrifikation oder im Fall von S3 auf Nitratammonifikation zurückgeführt werden können. Da in S2 keine Bilanzlücke auftrat, kann gefolgert werden, dass Nitrat entweder im Boden festgelegt (oberste Bodenschicht) oder mit dem Sickerwasser ausgetragen wurde.

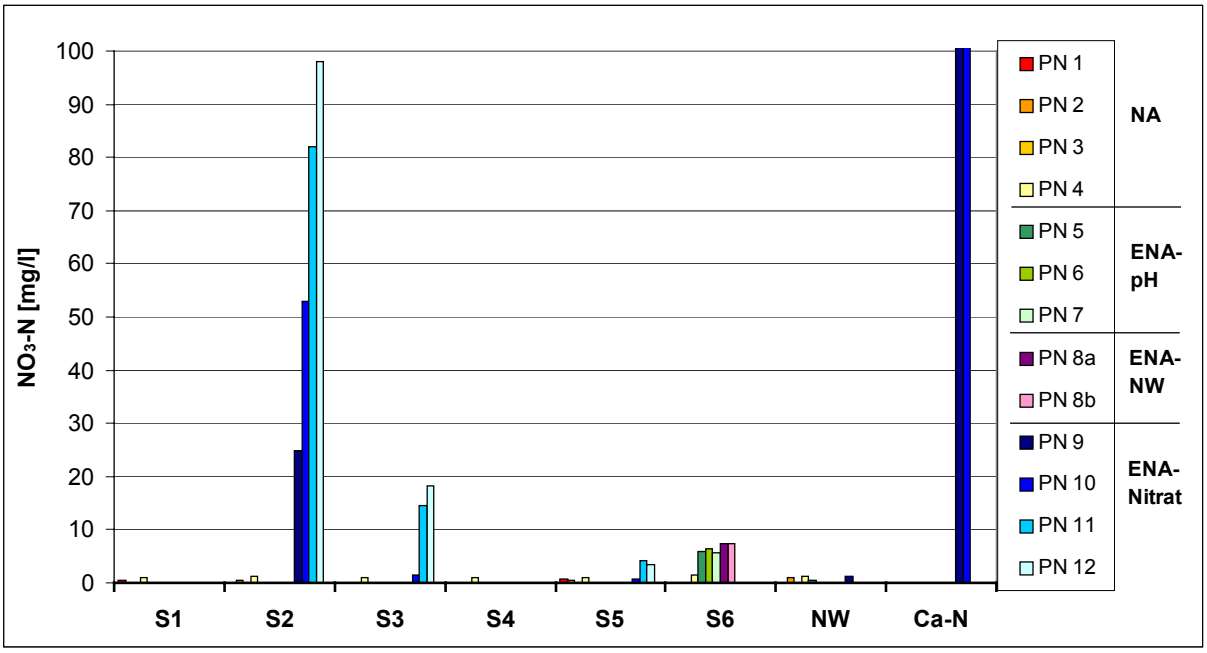


Abb. 3.62: Nitratkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

Aufgrund der nassen Deposition von Ammoniakverbindungen aus der Atmosphäre wurde in dem zugegebenen Niederschlagswasser und damit auch in der daraus angesetzten Nitrat-/Phosphatlösung Ammonium nachgewiesen (0,2-1,8 mg l^{-1}). Analog der Ammoniumgehalte im Boden wurden lediglich in S3 signifikant höhere Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser gemessen (s. Abb. 3.63). Aufgrund des reduzierenden Milieus wurde eingetragenes

Ammonium nicht nitrifiziert. Mit der Nitratzugabe wurde im Gegenteil sogar noch Ammonium durch assimilatorische Nitratreduktion oder aufgrund der anaeroben, pH-neutralen Bedingungen durch Nitratammonifikation gebildet.

Während der gesamten Versuchsdauer konnte kein Phosphat im Sickerwasser nachgewiesen werden.

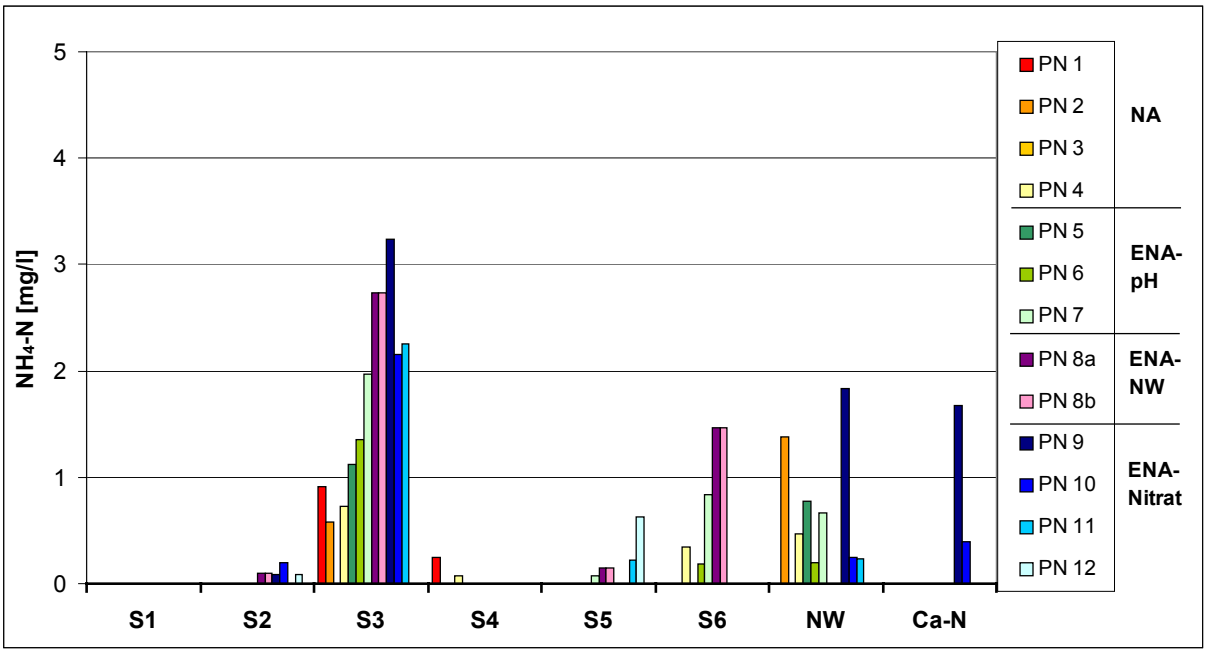


Abb. 3.63: Ammoniumkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

3.4.2.9 Eisen- und Sulfatkonzentrationen

Die zu Versuchsbeginn zum Teil hohen Eisenkonzentrationen im Sickerwasser nahmen innerhalb der ersten drei Probennahmeintervalle bis unter die Bestimmungsgrenze ab (Abb. 3.64). Der erneute Anstieg in S5 während der letzten beiden Probennahmen kann aufgrund der hoch signifikanten sehr hohen Korrelation von Eisen und TOC auf den Austrag löslicher organischer Eisenkomplexe zurückgeführt werden (vgl. SCHEFFER 2002). Eine Reduktion von im Boden vorliegenden Eisen(III)-Oxiden zu leicht löslichen Fe^{2+}-Ionen und deren Austrag mit dem Sickerwasser ist aufgrund des Redoxpotenzials (s.o.) nicht anzunehmen.

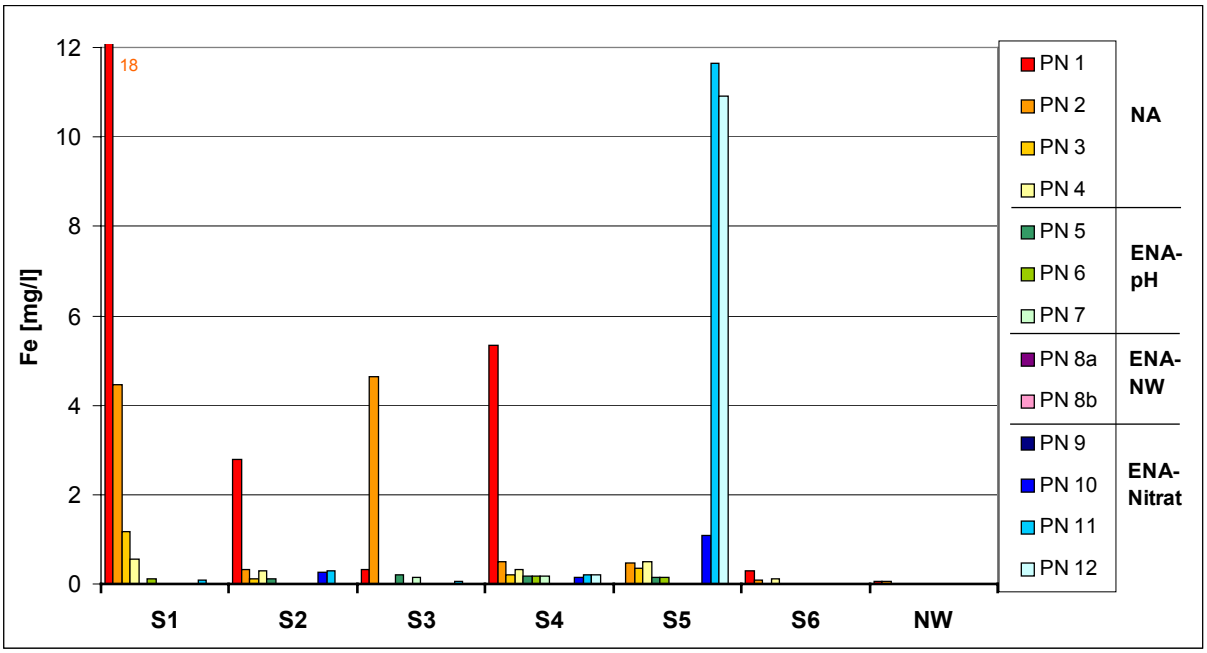


Abb. 3.64: Eisenkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

Die Sulfatkonzentrationen zu Versuchsbeginn zeigten die zwischen den Bodensäulen stark variierenden Anteile sulfathaltiger Minerale in der Bodenmatrix (Abb. 3.65). Die Sulfationen unterlagen in allen Säulen insbesondere während der ersten beiden Probennahmeintervalle einer starken Auswaschung mit dem Sickerwasser.

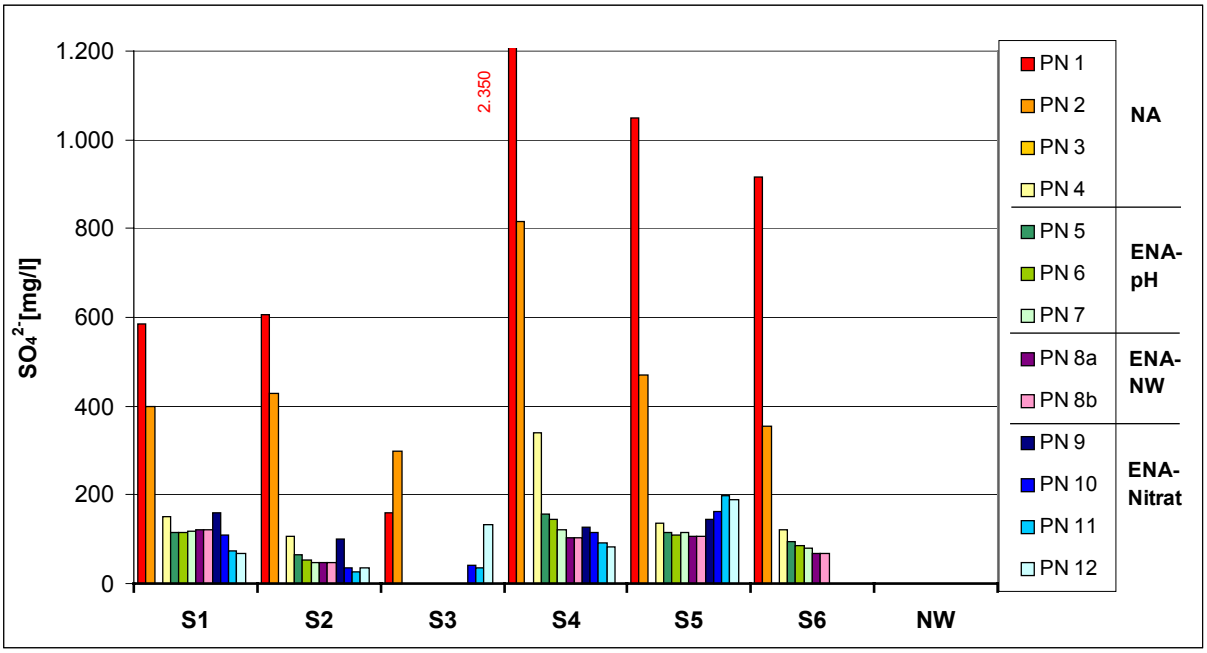


Abb. 3.65: Sulfatkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers (NW) während der Probennahmeintervalle (PN) (NA = Natural Attenuation-Phase, ENA-pH = pH-Optimierung, ENA-NW = Spülphase, ENA-Nitrat = Nitrataddition).

Fazit der Bodensäulenversuche

Trotz eines sehr engen Abstandes der Bohrpunkte lagen im Boden so starke Inhomogenitäten in der vertikalen und horizontalen Schadstoffverteilung vor, dass weder eine Abschätzung der Schadstoffgehalte zu Versuchsbeginn über die Parallelbohrungen noch eine Vergleichbarkeit der Bodensäulen S1-S6 untereinander gegeben war. Gegenüber den zu Versuchsbeginn am Top der Bodensäulen genommenen Proben konnte im obersten Bereich der Säulen allerdings eine deutliche Schadstoffminderung festgestellt werden, die auf die Volatilisierung leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe und den mikrobiellen Abbau unter ausreichender Sauerstoffversorgung zurückgeht.

Durch die pH-Optimierung konnte in zwei Bodensäulen der pH-Wert gegenüber den Kontrollsäulen erhöht werden. Eine pH-Verschiebung bis in den neutralen Bereich wurde allerdings nur bis in geringe Tiefen erreicht. Lediglich in einer Bodensäule (S3) wirkte sich die pH-Erhöhung auf das gesamte Bodenprofil und auch auf die pH-Werte im Sickerwasser aus. In Abhängigkeit von der Bodenart und dem Bodengefüge ist die oberflächliche Zugabe von $CaCO_3$ und $Ca(OH)_2$ nicht geeignet, um in ungestörten Bodenprofilen über größere Tiefen ein optimales pH-Milieu für den mikrobiellen Schadstoffabbau zu erreichen.

Eine Optimierung des Nitrat- und Phospatangebotes der insgesamt nährstoffarmen Böden wirkte sich nach den Bodenuntersuchungen zu Versuchsende ebenfalls nur in der obersten Bodenschicht aus. Allerdings kann auf Grundlage einer Bilanzierung gefolgert werden, dass in zwei Bodensäulen (S3, S5) eine Nitratzehrung stattgefunden hat. Neben der für den Schadstoffabbau erwünschten Denitrifikation hat zumindest in der Bodensäule S3, die ein geringeres Redoxpotenzial als die anderen Bodensäulen aufwies, auch der Prozess der Nitratammonifikation stattgefunden. Die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser lagen selbst nach neun Monaten unter den Prüfwerten. In einer Bodensäule (S2) erfolgte hingegen trotz Stickstoffmangels im Boden bereits nach kurzer Zeit ein fast vollständiger Austrag des leicht löslichen Nitrats mit dem Sickerwasser. Phosphat wurde aufgrund des hohen Calciumangebotes aus der vorherigen pH-Optimierung ausgefällt. Ein positiver Einfluss der Phosphatzugabe auf den mikrobiellen Abbau war nicht nachzuweisen. Die unterschiedlichen Ergebnisse zwischen den drei mit Nitrat und Phosphat stimulierten Bodensäulen demonstrieren, dass in ungestörten Bodenprofilen mit einer hohen Variabilität der Ausgangsbedingungen und der ablaufenden Prozesse zu rechnen ist.

Die Sauerstoffverfügbarkeit war auch in den Bodensäulenversuchen ein entscheidender Faktor für den mikrobiellen Schadstoffabbau. In den Bodensäulen lagen wahrscheinlich überwiegend sauerstofflimitierte, aber maximal in den untersten Säulenbereichen anaerobe Verhältnisse vor. So lange Sauerstoff als Elektronenakzeptor zur Verfügung stand, wurde Nitrat überwiegend als Stickstoffquelle für den mikrobiellen Stoffwechsel verbraucht. In sauerstofflimitierten Bereichen kann Nitrat hingegen als alternativer Elektronenakzeptor für den Schadstoffabbau durch Denitrifikation genutzt werden. Eine Nitratanreicherung wirkt sich somit sowohl unter aeroben wie unter anaeroben Bedingungen positiv auf den mikrobiellen Abbau aus.

4 Diskussion

4.1 Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse am TL Schäferhof-Süd

Für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse am Modellstandort TL Schäferhof-Süd wurde eine Vielzahl verschiedener Parameter in den Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser bestimmt. Sowohl die Kompartimente als auch die Parameter waren aus verschiedenen Gründen, die bereits in Kap. 3.1 umrissen wurden, unterschiedlich gut geeignet, aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Eine Abschätzung des Abbaupotenzials für MKW und BTEX im Testfeld bzw. am Standort erforderte daher auch eine kritische Beleuchtung der verwendeten Methoden zur Probengewinnung sowie der Analytik. Die Interpretation der Ergebnisse war vielfach nur dadurch möglich, dass diese unter Berücksichtigung der verschiedenen Untersuchungsbereiche zueinander in Bezug gesetzt und auf ihre Plausibilität geprüft wurden. Im Folgenden werden die Ergebnisse mit denen anderer Untersuchungen und Forschungen verglichen.

4.1.1 Schadstoffabbau in der ungesättigten Bodenzone

Am Standort TL Schäferhof-Süd wurde im abgesteckten Testfeld eine erhebliche Kontamination der ungesättigten und gesättigten Bodenzone mit **MKW, BTEX und anderen Alkylbenzolen** nachgewiesen, die aus der bis 1976 andauernden Nutzung des Bereichs als Dieselabfüllstation resultiert. Aufgrund der bis zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 2001 ständigen Versiegelung der Fläche durch das Gebäude der Abfüllstation - und nach dessen Abriss durch eine Folienabdeckung - lagen auch 25 Jahre nach Einstellung des Betriebes hohe Schadstoffgehalte im Boden vor. In der ungesättigten Bodenzone wurden MKW-Gehalte bis zu 10.000 mg kg^{-1} Boden (entspricht 1,0 Gew. %) sowie BTEX- und Alkylbenzolgehalte bis 41.000 bzw. 76.000 µg kg^{-1} Boden festgestellt.

Trotz der bereichsweise hohen Schadstoffgehalte sind Hemmeffekte auf den biologischen Abbau nicht zu erwarten. Während sich bei MALINA & GROTENHUIS (2000) Kerosingehalte von 35.000 mg kg^{-1} Sand nicht auf die ursprüngliche mikrobielle Population des kontaminierten Standortes auswirkten, stellten HUESEMANN & MOORE (1994) bei Respirationstests deutliche Hemmeffekte erst bei einer Rohölkonzentration von 10 % im Boden, dagegen nicht bei 5 % Rohölkonzentration fest. Negative Einflüsse auf die biologische Aktivität beobachtete auch NEUMANN-HENSEL (1999) auf einer Altlast und in Laborversuchen ab ca. 4-5 % MKW im Boden. Der natürliche Abbau von BTEX wurde, wie zum Beispiel von LEE et al. (1993) mit bis zu 6.800 mg kg^{-1} in Säulenversuchen und von CAPUANO & JOHNSON (1996) mit 142 mg kg^{-1} BTEX in der ungesättigten Bodenzone, bereits in deutlich höheren Konzentrationsbereichen nachgewiesen, als sie am TL Schäferhof-Süd vorliegen.

Das **Spektrum der MKW-Verbindungen** (C_9 bis maximal C_{26}) im Testfeld belegt, dass es sich um einen leicht verwitterten typischen Dieselschaden (vgl. ASHLEY et al. 1994) handelt. Der bevorzugte Abbau bestimmter kurz- oder langkettiger Aliphate hat aufgrund des Alters des Schadens in der ungesättigten Bodenzone größtenteils bereits stattgefunden. Während der dreijährigen Versuchsdauer konnte zumindest keine weitere Verschiebung des MKW-Spektrums beobachtet werden, wie sie zum Beispiel von MCMILLEN et al. (1995) für frische

Kontaminationen beschrieben wird, in denen vor allem das Verhältnis unverzweigter zu verzweigten Alkanen, hier: Isoprenoiden (C^{17}/ Pristan bzw. C^{18}/ Phytan), einen guten Indikator zur Einschätzung des biologischen Abbaus darstellt.

Interessant ist der Aspekt, dass im **Kapillarsaum** und in der gesättigten Bodenzone keine n-Alkane nachgewiesen wurden, iso-Alkane hingegen in gleicher Verteilung wie in der ungesättigten Bodenzone vorkommen. Zwar ist bekannt, dass sich das Verteilungsmuster der Alkane durch mikrobiellen Abbau verschiebt und es zu einer relativen Anreicherung der iso-Alkane kommt (GELLER 2001), dies wird aber selten im Kontext mit den Milieubedingungen gesehen. Der selektive Abbau von n-Alkanen am TL Schäferhof-Süd steht wahrscheinlich im Zusammenhang mit den zumindest zeitweise anaeroben Bedingungen im Kapillarsaum. Dieses Ergebnis wird durch TOWNSEND et al. (2003) für anaerobe Abbauprozesse in einem mit Rohöl kontaminierten Boden bestätigt. Während ein breites Spektrum von mittel- bis langkettigen n-Alkanen innerhalb von 14 Monaten stark abgebaut wurde, konnte für die verzweigten Isoprenoide Pristan und Phytan, die unter aeroben Bedingungen als abbaubar gelten (FRITSCHE 1998), keine Biodegradation nachgewiesen werden. Welche Verbindungen innerhalb des MKW-Spektrums mikrobiell abgebaut werden, hängt somit vom Wassergehalt und der Sauerstoffverfügbarkeit innerhalb der verschiedenen Bodenzonen ab. Auch DOTT & STEIOF (1995) stellten bei einem stark gealterten Dieselölschaden in der gesättigten Bodenzone die völlige Elimination der n-Alkane fest, während iso-Alkane in hohen Konzentrationen vorkamen; über die Sauerstoffbedingungen machen die Autoren keine Angaben. Einen besonders hohen Abbau aliphatischer Kohlenwasserstoffe in Bereichen variierender Wasserstände beobachteten auch STOUT & LUNDEGARD (1998) für ein mit Dieselöl kontaminiertes Bodenprofil, wobei aufgrund der hohen Dieselkonzentrationen im Boden (3-57 Gew. %) auch der jeweilige Sättigungsgrad mit dem Dieselöl eine nicht unerhebliche Rolle spielte.

Der **periodische Wechsel von aeroben und anaeroben Bedingungen** im Kapillarsaum wirkt sich nach Literaturdaten nicht nur auf das Spektrum der MKW-Verbindungen, sondern auch auf den Schadstoffabbau aus, was am TL Schäferhof-Süd aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung (s.u.) aber nicht nachgewiesen werden konnte. LÖSER et al. (1999) stellten in einem dieselölkontaminierten Boden (3000 mg kg^{-1} MKW) bei wechselnden Milieubedingungen insgesamt einen leicht verstärkten Schadstoffumsatz (46 %) im Vergleich zu dem unter rein aerobem Milieu fest (44 %). RAINWATER et al. (1989, zit. in BARR 1998) zeigten, dass unter abwechselnd gesättigten und ungesättigten Milieubedingungen aufgrund schwankender Grundwasserspiegel sogar doppelt so hohe Abbauraten von Dieselöl vorlagen wie in Böden mit statischem Kapillarsaum. Ungeklärt bleibt, ob es sich bei diesem Effekt um Einflüsse der abwechselnd anaeroben und aeroben Verhältnisse oder der unterschiedlichen Höhe des Wasserstandes handelt. Die MKW-Verteilung im Boden ändert sich in Abhängigkeit von der Höhe des Grundwasserspiegels, also einer Änderung der Kapillardruck-Sättigungsbeziehung im Porenraum (KATZENBACH et al. 2000). Nahe dem Grundwasserspiegel bildet die Ölphase einen dünnen Film an der Kornoberfläche und ist in den Kornzwickeln pendular verteilt. Weiter oberhalb des Grundwasserspiegels liegt eine von Wasser umgebene Restsättigung im Zentrum der Poren (insulare Verteilung) vor. Wie sich diese Verteilung auf den Abbau auswirkt, wird unterschiedlich beurteilt. RÜDDIGER (1986) sieht bei pendularer Verteilung günstigere Voraussetzungen für einen biologischen Abbau gegeben. GELLER (2001) hingegen hält die pendulare Restsättigung, die meist weniger als 20 % des Porenraumes füllt, für kaum verfügbar für den mikrobiellen Abbau. In jedem Fall ist eine langsame Schadstoffabnahme der Restsättigung durch Volatilisierung in die Bodenluft

oder Diffusion in das Porenwasser möglich (GRATHWOHL 1997). Nach einer Modellierung des Verhaltens einer punktförmigen Dieselkraftstoffkontamination kommt es bei einer Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone bis zu 6 m unabhängig vom biologischen Abbau immer zu einer diffusiven Ausbreitung bis zum Grundwasser (KLENK 1999).

Die bereits angesprochene **inhomogene Schadstoffverteilung** im Boden hatte entscheidende Auswirkungen auf die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse am TL Schäferhof-Süd. Für die Mineralölkohlenwasserstoffe konnte im Testfeld anhand der Bodendaten keine statistisch gesicherte Schadstoffminderung belegt werden, da die Spannbreite der Schadstoffgehalte der innerhalb eines Bohrareals zu vergleichenden Bohrpunkte größer war als die Schadstoffminderung durch mikrobiellen Abbau, Verflüchtigung oder Auswaschung. Heterogenitäten in der Schadstoffverteilung können auch auf kleinen Standorten zum Teil stark ausgeprägt sein (HURT et al. 2001). Bei Kontaminationen in der ungesättigten Bodenzone muss insbesondere bei sehr diffusem Schadstoffeintrag selbst bei einem Sandboden, der im Allgemeinen aufgrund seines Porenraumes zu einer hohen lateralen und vertikalen Schadstoffausbreitung im Boden führt, mit starken Inhomogenitäten und punktuellen Schadstoffspots gerechnet werden. Die Vielschichtigkeit und starke räumliche Variabilität der Böden auf allen Maßstabsebenen stellt auch für KLEIN & PAULUS (1995) das Hauptproblem für eine repräsentative und reproduzierbare Bodenprobennahme dar, insbesondere da die Auffindung von "Hot Spots" für die Einschätzung der untersuchten Standorte eine wichtige Rolle spielt. Der biologische Abbau im Boden kann demnach erst in einem weit voran geschrittenen Abbaustadium signifikant bewertet werden, schlussfolgern DOTT & STEIOF (1995), die bei einer In-situ-Sanierung nach einem Jahr an den gleichen Sondierungspunkten stark variierende bis hin zu höheren Schadstoffgehalte gegenüber den Anfangsgehalten analysierten.

Deutlicher wird die Schadstoffminderung im Boden anhand der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe. Die **BTEX- und Alkylbenzolgehalte** im Testfeld sind insbesondere in den obersten zwei bis drei Metern der ungesättigten Bodenzone zwischen der Start- und der Abschlussbeprobung deutlich gesunken. Eine signifikante Schadstoffminderung kann für die ungesättigte Bodenzone (0-4 m u. GOK) aufgrund der Streuungsbreite der Werte nur in einem Bohrareal (B5) nachgewiesen werden. Im Kapillarsaum hingegen waren die Schadstoffgehalte unverändert hoch. Verantwortlich für die Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone sind verschiedene Prozesse: Verflüchtigung, Verlagerung und Auswaschung mit dem Sickerwasser sowie mikrobieller Abbau. Durch die im Vergleich zu den Aliphaten höhere Löslichkeit und verstärkte Ausgasung werden die Monoaromaten relativ schnell im Bodenprofil verlagert. Gleichzeitig weisen sie durch ihre Löslichkeit aber eine höhere Bioverfügbarkeit im Abbauprozess auf. Nach HOLDEN et al. (1995) gibt es eine enge Beziehung zwischen dem Matrixpotenzial und den Abbauraten leichtflüchtiger organischer Kohlenstoffe. Die residuale Konzentration leichtflüchtiger Schadstoffe ist somit stark durch die Sickerwassermenge beeinflusst (DROR et al. 2002). Der Schadstoffrückgang kann für die leichtflüchtigen Verbindungen insbesondere bei der Betrachtung des Tiefenprofils gezeigt werden. Der statistisch gesicherte Nachweis der Schadstoffminderung innerhalb der ungesättigten Bodenzone wird allerdings auch hier durch die inhomogene Verteilung der Kontaminanten im Boden eingeschränkt. Für BTEX und andere Alkylbenzole, die generell als gut abbaubar gelten, ist aufgrund der jetzigen Datenlage mit einer weiteren Konzentrationsabnahme am TL Schäferhof-Süd zu rechnen.

In den deutlich geringer belasteten Böden des kontaminierten Vergleichsareals verringerten sich die zu Projektbeginn in der ungesättigten Bodenzone vorhandenen Schadstoffe (< 400 mg kg^{-1} MKW) innerhalb von drei Jahren auf Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Dieses Ergebnis zeigt, dass am TL Schäferhof-Süd nicht damit zu rechnen ist, dass eine Restkontamination im Boden verbleibt, die aufgrund der Kettenlängen und Strukturen der Kohlenwasserstoffverbindungen nicht abgebaut werden kann.

Um die **Schadstoffminderung** am TL Schäferhof-Süd abzuschätzen, wurden für einzelne Bohrareale Abbauraten und -konstanten für die ungesättigte Bodenzone errechnet, die allerdings eher als Schadstoffminderungsraten zu verstehen sind, da anhand der Schadstoffgehalte nicht zwischen mikrobiellem Abbau und Prozessen der Volatilisierung oder Auswaschung unterschieden werden kann. Die Schadstoffminderung lag für die MKW bei 0,01-1,2 mg kg^{-1} d^{-1}, für BTEX bei 1-17 µg kg^{-1} d^{-1} und für die Alkylbenzole bei 5-33 µg kg^{-1} d^{-1}. Berechnete Abbaukinetiken spiegeln allerdings nicht zwangsläufig den biologischen Abbauprozess wider (BOSSERT & COMPEAU 1995). Sie dienen in der Regel der Beschreibung von Versuchen im Labormaßstab, bei denen Einflussfaktoren wie Löslichkeit und Transport der Kontaminanten kontrollierbar sind. Für Feldversuche muss berücksichtigt werden, dass der Teil der Schadstoffminderung, der auf Volatilisierung und Austrag mit dem Sickerwasser zurückgeht, nicht von der Schadstoffminderung durch mikrobiellen Abbau differenziert werden kann und somit in die berechnete Abbaurate einfließt. Eine weitere Fehlerquelle liegt darin begründet, dass als Berechnungsgrundlage die Mittelwerte der zum Teil stark streuenden Schadstoffgehalte in jeweils einem Bohrareal herangezogen wurden. Die Abbauraten können so punktuell deutlich höher oder niedriger ausfallen.

Die bestimmten **Abbauraten** liegen zum Teil deutlich unter den Werten, die in den in einer Literaturrecherche (HETTWER et al. 2004) ausgewerteten Veröffentlichungen angegeben werden. Zum Beispiel bestimmten ONG et al. (1994) Abbauraten aus In-situ-Respirationstests von 0,5-27 mg MKW kg^{-1} d^{-1} und HINCHEE & ONG (1992) von 0,4-1 mg kg^{-1} d^{-1}. BOSSERT & COMPEAU (1995) listen für Feldversuche mit Dieselkraftstoffen Abbauraten von 10 mg kg^{-1} d^{-1} und Abbaukonstanten von 0,018 d^{-1} (nach TROY et al. 1993) auf. Bei den leichtflüchtigen Schadstoffen liegen nur wenige Vergleichswerte vor. ALLEN-KING et al. (1996) erreichten auf einem Versuchsfeld einen Toluolabbau von 33-56 mg kg^{-1} d^{-1}, wobei die hohen Abbauraten sicherlich in der Höhe des Anfangsgehaltes im Boden begründet liegen.

Die Gründe für die gegenüber den Literaturdaten geringeren Abbauraten stehen unter anderem in Zusammenhang mit den physikochemischen Eigenschaften des Bodens. Neben einem suboptimalen Bodenmilieu (geringe pH-Werte, mangelnde Nährstoffversorgung) schränkt auch das geringe Porenvolumen, das mit 27-33 Vol. % deutlich unter dem durchschnittlicher Sande und Schluffe liegt, die Bioverfügbarkeit von Kohlenwasserstoffverbindungen, Nährstoffen und Sauerstoff ein (HUESEMANN 1997).

Unter der Annahme eines optimalen MKW-Abbaus mit der maximalen errechneten Abbaukonstante von $k=4*10^{-4}$ d^{-1} lässt sich für die Dekontamination des Testfeldes bis zu einem Schadstoffgehalt von 500 mg kg^{-1} MKW (LAGA Z 1.2) ein Zeitraum von mindestens 15 Jahren abschätzen. Da der Schadstoffabbau innerhalb des Untersuchungszeitraumes von drei Jahren in vielen Bohrarealen aber deutlich geringer war, muss insgesamt von einem erheblich längeren Zeitraum als 15 Jahre ausgegangen werden. Als problematisch müssen in der ungesättigten Bodenzone vor allem die punktuell sehr hohen MKW-Kontaminationen im süd-

lichen Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation (bis zu 10.000 mg kg^{-1}) eingeschätzt werden.

Bei der Beurteilung der Ergebnisse des mikrobiologischen Abbaus sollte berücksichtigt werden, dass aufgrund der Vielzahl der Analysen und der praxisnahen Ausrichtung des Forschungsprojektes lediglich **MKW-Gesamtgehalte** im Boden bestimmt wurden und dadurch der selektive Abbau von Einzelkomponenten insbesondere im kurzkettigen und unverzweigten Bereich (MOYER et al. 1995) quantitativ nicht erfasst wurde. EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) kritisiert, dass der Schadstoffabbau durch die ausschließliche Analyse des MKW-Summenparameters möglicherweise stark unterschätzt werden kann. Ebenso ist nicht auszuschließen, dass ein gehemmter Abbau einzelner Komponenten, wie ihn EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) für n-Heptan feststellte, gegebenenfalls nicht erfasst wird.

4.1.2 Nachweis der natürlichen Abbauprozesse mittels Bodenluftdaten

Neben der Bestimmung der Schadstoffgehalte im Boden wurde ein Monitoring der potenziellen Austragspfade durchgeführt. Insbesondere das Bodenluft-Monitoring stellte eine wichtige Basis zur Beurteilung der Effektivität der natürlichen Abbauprozesse am Standort dar. Die aufgenommenen **Bodenluftdaten** belegen, dass es sich bei der Schadstoffminderung im Testfeld nicht nur um Verflüchtigung oder Auswaschung, sondern um biologische Abbauprozesse handelte. Die Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid sind in Verbindung mit den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft gut geeignete Indikatoren für den mikrobiologischen Schadstoffabbau im Boden. Im Gegensatz zur Untersuchung der Bodenatmung in Bodenproben, die die mikrobielle Aktivität nur punktuell widerspiegeln, bilden Bodenluftuntersuchungen durch das integrative Verfahren die mikrobiellen Verhältnisse weiträumiger ab (vgl. GRATHWOHL & SUSSET 2001).

Die hohe **Kohlendioxidproduktion** (bis zu 19 Vol. %) im Testfeld und die gleichzeitige fast vollständige Sauerstoffzehrung (< 1 Vol. %) sind eindeutige Anzeiger für die mikrobielle Aktivität im Boden, die sich bei dem vorliegenden humusarmen und nahezu karbonatfreien Sandboden nur durch den Schadstoffabbau erklären lässt. Kohlendioxidzunahmen von bis zu 10 Vol. % werden in Labor- und Feldversuchen auch von WIDRIG & MANNING (1995), ALLEN-KING et al. (1996), LAHVIS & BAEHR (1996) und HINLEIN & KELLEY (1999) auf biologische Abbauprozesse zurückgeführt. Die Abnahme nicht nur von BTEX, sondern auch des organischen Gesamtkohlenstoffes und der n-Alkane in der Bodenluft während der Projektlaufzeit ist ein weiterer Hinweis auf den Abbau von MKW-Verbindungen in der ungesättigten Bodenzone. Trotz der insgesamt geringen Kohlendioxidgehalte im unkontaminierten Vergleichsareal (< 6 Vol. %) ist nicht auszuschließen, dass ein Teil der Kohlendioxidproduktion durch Lösungsvorgänge karbonatischer Anteile im Boden hervorgerufen wird (BAKER et al. 2000).

Auch nach den **Sauerstoffgehalten** liegt eine eindeutige Indikation für mikrobiellen Schadstoffabbau vor. Während im kontaminierten Vergleichsareal die Sauerstoffgehalte in der Bodenluft zumeist deutlich über 1 Vol. % bzw. spätestens seit März 2004 auch über 5 Vol. % lagen, hat der fortschreitende Schadstoffabbau im Testfeld ab Mai 2003 zu einer durchgehenden Sauerstofflimitation (< 1 Vol. %) geführt, die sich auf den weiteren Schadstoffabbau auswirken kann. Labortests (HUESEMANN & MOORE 1994, HUPE et al. 1998a) und In-

situ-Respirationstests (ONG et al. 1994) zeigen, dass je weniger Sauerstoff zur Verfügung steht, desto geringer die Abbaurate ist. Sauerstoffgehalte unterhalb von 5 Vol. % O_2 im Boden können nach BROWN et al. (1995) und WÜRDEMANN et al. (1994) die entscheidende limitierende Einflussgröße für den biologischen Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen sein. Andere Autoren setzen diesen Grenzwert erst bei 1 Vol. % O_2 an (HUPE et al. 1998a). Auch NEWMAN & BARR (1997) stellen in der ungesättigten Bodenzone keine Limitierung beim Abbau von Diesel bei Gehalten oberhalb von 2-4 Vol. % Sauerstoff in der Bodenluft und lediglich einen eingeschränkten Abbau bis 1 Vol. % fest. Für die Beurteilung der Sauerstoffgehalte am TL Schäferhof-Süd heißt das, dass der Schadstoffabbau im Testfeld mit Sicherheit stark eingeschränkt ist, wohingegen im kontaminierten Vergleichsareal zu Versuchsende kein Sauerstoffmangel vorlag.

Auch die Methangehalte im Testfeld (bis 0,3 Vol. %) waren gegenüber den Bodenluftpegeln im kontaminierten und im unkontaminierten Vergleichsareal deutlich erhöht und verweisen auf teilweise anaeroben Bedingungen im Testfeld (vgl. SALMINEN et al. 2004).

Anhand der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft lassen sich in den hoch kontaminierten Böden des Testfeldes **jahreszeitliche Schwankungen** mikrobieller Aktivitäten identifizieren. Während der Sommermonate wurde ein Ansteigen der Kohlendioxidgehalte und der organischen Gesamtkohlenstoffkonzentrationen in der Bodenluft, während der Wintermonate ein Absinken beobachtet (vgl. HENDRY et al. 1999). Dieses Phänomen ist auf den Einfluss der Bodentemperatur auf den mikrobiellen Abbau zurückzuführen. Eine Steigerung der Abbaurate von BTEX und MKW mit zunehmender Temperatur wird generell in Feld- und Laborversuchen beobachtet (SONG et al. 1990, MEIER-LÖHR & BATTERMANN 1998, KIM et al. 1995, COHEN et al. 1995, ONG et al. 1994, FREIJER et al. 1996, DAKHEL et al. 2002). In Säulenversuchen wurde die Kohlendioxidproduktion aus dem Abbau von organischen Kontaminanten (AOX, DOC) durch eine Temperaturabsenkung von 23 °C auf 10 °C um 60-75 % gesenkt (SAVRIC et al. 2000). Unterschiedlich hohe Wasserinfiltrationsraten führten hingegen nur zu einer maximalen Variation von 25 %, das heißt dass die Temperatur weitaus stärkeren Einfluss auf die Bodenatmung nimmt als die Sickerwasserrate.

Durch Niederschläge und Evapotranspiration ist das Wasser im Boden selten in einem statischen Gleichgewicht, sondern – in Abhängigkeit vom Potenzialgefälle – in abwärts oder aufwärts gerichteter Bewegung (KUNTZE et al. 1994, WILD 1995). HERS & ZAPF-GILJE (1998) bezeichnen für die Beurteilung von Bodenluftdaten den **Wassergehalt** als kritischen Parameter, da er alle Diffusions-, Advektions- und Biodegradationsprozesse in der ungesättigten Bodenzone beeinflusst. Bei Feldversuchen in einem Schluff-Feinsandboden wurde ein direkter Einfluss der Bodenfeuchte auf Sauerstoffgehalt und BTEX-Konzentrationen in Bodenluftproben festgestellt. Auch DAVIS et al. (2005) wiesen in einem Sandboden im Winter bis in 0,4 m u. GOK, im Sommer aufgrund der geringeren Bodenfeuchte bis in 1,5 m u. GOK Sauerstoff in der Bodenluft nach. BTEX war hingegen nur unterhalb dieser Tiefen nachweisbar. In Regenzeiten stellte auch FRANZMANN et al. (2002) ab 0,5 m u. GOK bereits niedrigere Sauerstoffgehalte und höhere MKW-Konzentrationen in der Bodenluft als in Trockenzeiten fest. Nach HERS et al. (2000) stellen sich die niedrigeren Sauerstoffgehalte nach längeren Regenperioden ein, da der Austausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre durch die Bodenfeuchte eingeschränkt wird. Bereits ab 1 m u. GOK tritt dieser Effekt aber in den Hintergrund, da stattdessen eine Sauerstoffzehrung aufgrund der hohen Schadstoffkonzentrationen einsetzt. Diese Beobachtung wurde auch am TL Schäferhof-Süd gemacht, wo im

Testfeld unterhalb von 3 m Tiefe eine starke Zunahme der BTEX-Gehalte und gleichzeitig eine starke Sauerstoffzehrung in der Bodenluft einsetzt.

Für Böden mit sehr hohen Wassergehalten weisen NAGANAWA & KYUMA (1992, zit. in VENKATRAMAN et al. 1998) noch auf den Aspekt einer starken Sorption von Kohlendioxid und damit eine mögliche Fehlerquelle bei der Auswertung von mikrobiellen Abbauprozessen anhand von Respirationsraten hin. Gegenüber der Bodenatmung unterrepräsentierte Kohlendioxidgehalte auf Grund der hohen Bodenfeuchte bestätigen VENKATRAMAN et al. (1998) für gering permeable Böden. Für den gut wasserdurchlässigen und nur mäßig feuchten Sandboden am TL Schäferhof-Süd sind solche Sorptionseffekte aber als geringfügig relevant einzuschätzen.

Während die oberen Schichten jahreszeitlichen und witterungsbedingten Schwankungen unterliegen, ist in tieferen Bodenschichten nach dem BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (1989) von relativ konstanten Bedingungen auszugehen. Für die Bodenluftmessungen am TL Schäferhof-Süd, die in 3-4 m Tiefe durchgeführt wurden, war deshalb weniger der Einfluss von kurzfristigen Regenereignissen als generelle Jahreszeiteneffekte und die Bodenfeuchte über einen längeren Zeitraum für die Beurteilung der mikrobiologischen Abbauprozesse von Bedeutung. Dies gilt auch für kurzfristige Luftdruckschwankungen, die sich während instabiler Wetterlagen auf den Sauerstoffgehalt im Boden und auf den Abbau von MKW auswirken können (MASSMANN & FARRIER 1992). Während der Gasaustausch im Boden bei Normaldruck in Abhängigkeit von der Bodenart nur wenige Meter Tiefe beträgt, kann er sich bei Sturmereignissen bis in den Zehnermeterbereich ausdehnen. LEWITZ (2004) sieht vor allem bei geringen Schadstoffkonzentrationen eine Auswirkung von Luftdruckschwankungen auf die Messwerte in der Bodenluft.

Bei der **Abschätzung des Schadstoffumsatzes** anhand von Bodenluftdaten besteht die Schwierigkeit, Referenzgrößen für die analysierten Messwerte zu bestimmen (HUPE et al. 1998b). Am TL Schäferhof-Süd wurden aus diesem Grund Bodenluftpegel nicht nur in den kontaminierten Bereichen, sondern auch auf einer unkontaminierten Referenzfläche untersucht. Der Vergleich verschieden stark kontaminierter Bereiche (Testfeld, geringer kontaminiertes Vergleichsareal) ermöglichte Rückschlüsse auf das Ausmaß der Abbauprozesse. Der absolute Sauerstoffverbrauch ist, wie zum Beispiel von ALLEN-KING et al. (1994b) nachgewiesen, unter anderem von der Konzentration der abbaubaren Kohlenwasserstoffe abhängig. Sobald das Schadstoffreservoir wie im Fall des kontaminierten Vergleichsareals am TL Schäferhof-Süd stark minimiert ist, nimmt der Sauerstoffanteil in der Bodenluft schnell zu. Eine Indikation für einen Schadstoffabbau liegt dann vor, wenn die Sauerstoffgehalte in der Bodenluft mindestens 5 Vol. % niedriger und Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft mindestens 5 Vol. % höher sind als an einem unkontaminierten Referenzstandort (HETTWER et al. 2006). Am TL Schäferhof-Süd ist diese Indikation auch unter Berücksichtigung einer möglichen abiotischen Kohlendioxidbildung im unkontaminierten Vergleichsareal für das Testfeld gegeben. Die Sauerstoffgehalte kleiner 1 Vol. % weisen auf einen bereits weit fortgeschrittenen Schadstoffabbau hin.

Die **Verteilung der n-Alkane** in der Bodenluft, die eine Anreicherung von Hexan und Heptan verzeichnet, kann auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden und bestätigt den bereits länger andauernden Schadstoffabbau im Bereich des Testfeldes. Die leichten Komponenten wie Butan, das am TL Schäferhof-Süd in der Bodenluft nicht mehr nachweisbar war, und Pentan verflüchtigen sich relativ schnell (YARON et al. 1998). Octan, Nonan und Decan werden gut abgebaut und sind deshalb gegenüber Hexan und Heptan abgereichert. Für n-

Heptan stellte auch EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) einen geringen Abbau, zurückgeführt auf toxische Effekte auf die MKW-degradierenden Bakterien, und andererseits eine hohe Volatilisation fest. Das gemessene BTEX-Spektrum entspricht der biologischen Abbaubarkeit der Aromaten, die für Benzol und Toluol deutlich höher ist als für Ethylbenzol und die Xylole.

Dass überhaupt Schadstoffe in der Bodenluft nachgewiesen werden, zeigt dass die mikrobiellen Abbauprozesse geringer sind als die diffusive Schadstoffnachlieferung (CARBERRY 1998, HÖHENER et al. 2003). Dass die Bodenluftkonzentrationen bei Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone kleiner 6 m unabhängig von der Art des Kraftstoffs immer nahe der Sättigung liegen, wie von KLENK (1999) in einer numerischen Simulationen zur Ausbreitung von Kontaminanten in der Bodenluft berechnet wurde, kann mit den Ergebnissen vom TL Schäferhof-Süd nicht bestätigt werden.

Mit der Lage der Bodenluftmessstellen in 3-4 m Bodentiefe wurden am TL Schäferhof-Süd wahrscheinlich nicht nur die Abbauprozesse der ungesättigten Bodenzone erfasst, sondern auch die, die in der Kapillarzone und im Grundwasser stattfinden. Bei Grundwasserkontaminationen wird häufig eine starke Sauerstoffzehrung bis hin zu anaeroben Verhältnissen und gekoppelt mit einer Zunahme der Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft beobachtet (u.a. BHUPATHIRAJU et al. 2002), wobei der überwiegende Anteil des Abbaus der Kohlenwasserstoffe nicht den Prozessen direkt in der Schadstofffahne, sondern denen in der Kapillarzone zugeschrieben wird (LAHVIS et al. 1999, CHAPLIN et al. 2002). Wechselnd aerobe und anaerobe Verhältnisse, wie sie in der Kapillarzone vorliegen, führten bei Experimenten im Labor- und Feldmaßstab (Bodenart Sand) sogar zu geringfügig höheren Mineralisierungsgraden als unter rein aeroben Bedingungen (LÖSER et al. 1999). Zu gegenteiligen Ergebnissen kamen PETER et al. (2003) bei der Modellierung der Abbauprozesse an einem Kerosinschaden in der ungesättigten Bodenzone. Für die Kapillarzone wurde ein viermal schwächerer biologischer Abbau als für die darüber liegende trockenere Bodenzone berechnet. Als Grund dafür werden die gegenüber der Bodenluft geringere Volatilisierung der Schadstoffe und die langsamere Sauerstoffdiffusion im Wasser angegeben. Hier zeigt sich die Problematik der Modellierung, in der häufig die komplexen, wechselnden Milieubedingungen nicht berücksichtigt werden können.

Das **Bodenluft-Monitoring** am TL Schäferhof-Süd hat gezeigt, dass auf Grundlage der Messung der Bodenluftzusammensetzung (Sauerstoffgehalt, Kohlendioxidgehalt) und der Schadstoffgehalte in der Bodenluft in höchstens vierteljährlichen Abständen eine qualitative Einschätzung der mikrobiologischen Abbauprozesse möglich ist. Die Messung nur einzelner Komponenten oder in größeren Abständen ist hingegen nicht zielführend. Eine Quantifizierung von Abbauraten, wie sie zum Beispiel in Respirationstests bestimmt werden kann, ist allerdings anhand des durchgeführten Monitorings nicht möglich.

4.1.3 Nachweis der natürlichen Abbauprozesse im Sickerwasser

Die BBodSchV (1999, § 4, Abs. 3) empfiehlt für die Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser eine Sickerwasserprognose durchzuführen und darüber zu einer Abschätzung der Stoffkonzentrationen und Frachten im Sickerwasser am Ort der Beurteilung (Übergang ungesättigte Bodenzone – gesättigte Bodenzone) zu gelangen. Als Methoden für eine Abschätzung stehen Rückschlüsse aus Grundwasseruntersuchungen, In-situ-Verfahren (Saugkerzen, Direct-Push-Verfahren, Bodenluftuntersuchungen) und Bodenuntersuchungen (Eluate, Extraktionen, Säulenversuche) zur Verfügung (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR

WASSERWIRTSCHAFT & BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2002), LABO 2003, HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2001, UNTERARBEITSGRUPPE "SICKERWASSER" DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE 2001). Für organische Schadstoffe werden Säulen- oder Lysimeterversuche empfohlen.

Das am TL Schäferhof-Süd durchgeführte Sickerwasser-Monitoring mittels Saugkerzen hat für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone und des potenziellen Schadstoffeintrags ins Grundwasser insgesamt nicht die erforderlichen Daten erbracht. Die Gründe hierfür wurden in Kap. 3.1.3 ausführlich dargelegt.

Insbesondere ein Nachweis der **Schadstoffkonzentrationen** im Sickerwasser war für MKW und BTEX nicht möglich. Zu dem Schluss, dass sich Saugkerzen nicht für die Gewinnung MKW-kontaminierter Sickerwässer eignen, kommen auch GIESE et al. (2003) in ihrer Untersuchung über die Nutzbarkeit von Saugkerzen für die Bewertung verschiedener Kontaminationssituationen im Altlastenbereich. Sie wiesen für MKW-Sickerwässer (C_{10}- C_{25}) erhebliche Stoffverluste durch Filtration und Adsorption beim Einsatz von Glassaugkerzen und in Filtrationstests (0,45 µm-CN-Filter) nach. Die Porung der am TL Schäferhof-Süd eingesetzten Edelstahlsaugkerzen ist vergleichbar (ca. 0,5 µm). KALBE et al. (2003) wiesen durch Adsorptions-/Desorptionsuntersuchungen mit einem Mitteldestillat ebenfalls starke Minderbefunde beim Einsatz von Keramik-, Glas und Edelstahlsaugkerzen nach.

Für die Abschätzung der MKW-Konzentrationen im Sickerwasser bzw. des Schadstoffaustrages von der ungesättigten Bodenzone ins Grundwasser bietet sich unter Bedingungen, wie sie am TL Schäferhof-Süd vorlagen, an, auf die Ergebnisse aus Bodeneluaten, die allerdings etwas zu hoch liegen können und so eher den "worst case" darstellen (KÖRDEL 1999), und auf die Messwerte im Grundwasser, die wiederum Verdünnungseffekten unterliegen, zurückzugreifen (vgl. Kap. 3.1.4.5).

Bei der Entnahme von Sickerwasser mittels Saugkerzen wurden auch die Milieubedingungen des Sickerwassers durch die Probennahme so verändert, dass empfindliche Parameter, wie zum Beispiel der **pH-Wert** (vgl. LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2004), starken Messwertverschiebungen ausgesetzt waren und nur wenig Rückschlüsse auf die originären Milieubedingungen zuließen.

Trotzdem konnten einige interessante Ergebnisse zur Verteilung wichtiger **Elektronenakzeptoren (Nitrat, Sulfat)** und Nährstoffe im Sickerwasser gewonnen werden. Generell ist am Standort von einer Nitratbildung durch mikrobielle Nitrifikation im gut durchlüfteten Oberboden mit anschließender Auswaschung des leicht löslichen Nitrations und dem Eintrag in tiefer liegende Schichten auszugehen. Bei ungeschichteten Sanden liegt ein vorwiegend vertikaler Transport im Bodenprofil und damit im Allgemeinen eine Konzentrationsänderung mit der Tiefe vor (GERHARDT 1984). Bei Wechsellagerung verschiedener Schichten kann auch der horizontale Transport des Sickerwassers und somit der laterale Austrag von Stoffen mit dem Sickerwasser nicht unerheblich sein.

Die Gesamtstickstoffgehalte bis 1 m u. GOK lagen zwischen 200 und 400 mg N kg^{-1} TS. Während im kontaminierten und im unkontaminierten Vergleichsareal wegen der geringen Schadstoffgehalte in 2 m Tiefe keine bzw. keine vollständige Nitratzehrung erfolgte, reichten im Testfeld die Schadstoffgehalte in dieser Tiefe aus, um Nitrat soweit zu zehren, dass die Konzentration im Sickerwasser unter der Bestimmungsgrenze lag. An der etwas nördlicher liegenden Messstelle T-SW-2_2 findet wahrscheinlich aufgrund zurückgehender Schadstoffgehalte im Boden seit Sommer 2003 keine vollständige Nitratzehrung bei der mikrobiellen

Umsetzung mehr statt. Die oberflächliche Nitratbildung erfolgt zumeist durch Umsetzung abgestorbener Pflanzenreste am Ende der Vegetationsperiode (SCHEFFER 2002) und unterliegt damit jahreszeitlichen Schwankungen, die sich nachfolgend auch auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auswirken. Insbesondere in den Vergleichsarealen zeigte sich in 2 m Tiefe ein deutlicher Anstieg der Nitratkonzentrationen zwischen den September- und Dezember-Messungen, während sie in den Sommermonaten wieder deutlich absanken.

Auch die geringen Sulfatkonzentrationen an Messstellen, die im Bereich hoher Schadstoffkonzentrationen im Boden liegen, legen nahe, dass mikrobiologische Abbauprozesse unter Nutzung von Sulfat als alternativem Elektronenakzeptor stattfinden. Sulfatreduktion findet ausschließlich unter streng anaeroben Bedingungen statt, von denen in der ungesättigten Bodenzone in zwei Meter Bodentiefe nicht unbedingt auszugehen ist. Jedoch geben die in der Bodenluft gemessenen Methangehalte im Testfeld von 0,2-0,3 Vol. % einen Hinweise darauf, dass sich zumindest in kleinen Teilbereichen anaerobe Milieubedingungen einstellen. Einen Anstieg der Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser bringen CAPUANO & JOHNSON (1996) mit der Oxidation schwefelhaltiger Verbindungen aus den Mineralölkontaminationen in Verbindung. Diese Oxidation würde dementsprechend so lange ein aerobes Milieu herrscht Sulfat nachliefern. Ob am TL Schäferhof-Süd die Schwefelgehalte der Kontaminationen ausreichend sind, um potenziell einen Einfluss auf die analysierten Sulfatkonzentrationen zu nehmen, konnte nicht geklärt werden.

4.1.4 Hemmfaktoren des Schadstoffabbaus

Anhand der durchgeführten Untersuchungen – insbesondere durch die Schadstoffanalytik im Boden und das Bodenluft-Monitoring – konnte gezeigt werden, dass am TL Schäferhof-Süd neben einer Schadstoffminderung durch Austrag in die Atmosphäre oder in das Grundwasser mikrobiologische Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone zur Dekontamination beitragen.

In direktem Zusammenhang mit den natürlichen Abbauprozessen von MKW stehen die schadstoffabbauenden Bodenorganismen, die aus mikrobiologischer Sicht von steigendem Interesse sind (HOLDEN & FIERER 2005). Auf Untersuchungen zur spezifischen Zusammensetzung der Mikroorganismengesellschaften in den Böden am TL Schäferhof-Süd wurde aber verzichtet, da aufgrund des Alters der Kontamination davon auszugehen ist, dass die Population als Ganzes an die Schadstoffsituation angepasst ist (vgl. HOFFMANN & VIEDT 1998). Im Allgemeinen ist der Einsatz allochtoner Bakterien nicht zielführend, da mit diesen nicht die Abbauleistung der autochtonen Mikroorganismen erreicht wird (DOTT & STEIOF 1995). SCHINNER & SONNLEITNER (1996a) geben Schätzungen an, dass weniger als 0,1 % der im Boden vorkommenden Bakterienarten bekannt sind und bisher nur ca. 10 % der natürlich vorkommenden Bakterien mit konventionellen Medien überhaupt kultivierbar sind. Die im Jahr 2004 in Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd bestimmten basalen Atmungsraten bis in 4 m Bodentiefe (24-54 mg CO_2 kg TS^{-1} d^{-1}) sind zwar relativ gering, versprechen aber nach HOFFMANN & VIEDT (1998) bei Aufhebung abbaulimitierender Faktoren gute Erfolgsaussichten für einen biologischen Schadstoffabbau.

Die umfangreichen Untersuchungen der verschiedenen **bodenphysikalischen, physikochemischen und biologischen Parameter** weisen jedoch darauf hin, dass der am Standort vorliegende Sandboden aufgrund seiner Nährstoffarmut, des niedrigen pH-Wertes im Boden

und seiner insgesamt geringen mikrobiellen Aktivität (Bodenatmung) derzeit nur bedingt für eine gezielte Nutzung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen geeignet ist. Durch das Gebäudefundament und, nach dem Gebäuderückbau 1995, durch eine Folienabdeckung war der Wasserhaushalt im Testfeld bis zum Jahr 2000 nur durch den lateralen Eintrag von Sickerwasser geprägt. Es hat sich gezeigt, dass damit zwar einerseits bis zu Projektbeginn der Austrag größerer Schadstoffmengen aus der ungesättigten Bodenzone verhindert wurde, sich aber andererseits erst nach dem Entfernen der Folienabdeckung im Bereich der rückgebauten Dieselabfüllstation (Januar 2001) durch Eindringen von Niederschlagswasser nach und nach Veränderungen im Bodenmilieu eingestellt haben, die während der Projektlaufzeit unter anderem zu einer pH-Erhöhung durch Aktivierung des Bodenpuffers führten. Zeitgleich ist im kontaminierten Vergleichsareal die Kohlendioxidproduktion aus biologischen Abbauprozessen, eine wichtige Quelle für die Bodenacidität, zurückgegangen. Durch die allmähliche Verbesserung der natürlichen Bodenverhältnisse wurde im kontaminierten Vergleichsareal in der ungesättigten Bodenzone ein Anstieg des **pH-Wertes** von durchschnittlich 5,1 auf 6,5 und im Testfeld von 5,0 auf 5,5 beobachtet. Für den mikrobiellen Schadstoffabbau würde sich eine weitere Erhöhung des pH-Wertes im Boden positiv auswirken. Sollte sich der Trend ansteigender pH-Werte im Testfeld weiter fortsetzen, wäre eine der Voraussetzungen für einen zukünftig verstärkten mikrobiellen Abbau gegeben.

Ein gutes **Nährstoffangebot** bewirkt im Allgemeinen eine Anregung der mikrobiellen Aktivität im Boden (vgl. HETTWER et al. 2004). Das natürliche Nährstoffreservoir am TL Schäferhof-Süd ist aber stark limitiert, dass lediglich durch eine artifizielle Anhebung des Stickstoff- und Phosphatangebotes diese Ausgangssituation verändert werden könnte. Die Ergebnisse aus den Labor- und Technikumsversuchen bestätigen einen erhöhten MKW-Abbau bei Zugabe von Nitrat- bzw. Ammoniumstickstoff und Phosphat (s. Kap. 4.3). Demnach kann davon ausgegangen werden, dass bei einer Verbesserung des Bodenmilieus durch neutrale pH-Werte im Boden, eine ausreichende Nährstoffversorgung und Bodenfeuchte am TL Schäferhof-Süd deutlich höhere Abbauraten erreicht werden könnten, als im Verlauf des Forschungsprojektes nachgewiesen werden konnten.

Im Vordergrund der gezielten Nutzung natürlicher Abbauprozesse steht der mikrobielle Schadstoffumsatz als irreversibler Dekontaminationsprozess. Am TL Schäferhof-Süd hat sich jedoch auch eine Schadstoffminderung infolge der Auswaschung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser oder der Ausgasung leichtflüchtiger Komponenten an der Bodenoberfläche gezeigt. Prozesse, die nach den Anforderungen der BBodSchV (1999) für die Wirkungspfade Boden-Bodenluft und Boden-Grundwasser zunächst unerwünscht sind. Am Standort hat sich andererseits aber gezeigt, dass ein wesentlicher Teil des mikrobiellen Abbaus von BTEX und Alkylbenzolen erst im Grundwasser stattfindet. Der Austrag von löslichen Verbindungen mit dem Sickerwasser und der anschließende biologische Abbau von Kohlenwasserstoffen im Grundwasser ist damit ein wichtiger Bestandteil des natürlichen Schadstoffabbaus am TL Schäferhof-Süd. Eine Versiegelung der Flächen sollte somit vermieden werden, damit in durchschnittlich regenreichen Jahren eine ausreichende Sickerwassermenge gewährleistet ist.

4.2 Eignung der verwendeten Labor- und Technikumsversuche im Hinblick auf die Abschätzung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials

Grundsätzlich können bei Laborversuchen offene und geschlossene Systeme unterschieden werden (HUPE et al. 1998b). **Offene Systeme** (z.B. Lysimeter, Perkolationssäulen) sind geeignet, Veränderungen abiotischer Faktoren und Milieubedingungen im Bodenmaterial sowie Transport- und Sorptionsvorgänge zu untersuchen. Eine Quantifizierung der Schadstoffminderung ist nur bedingt über die Schadstoffgehalte im Boden möglich. **Geschlossene Systeme** wie Respirometer, Säulensysteme oder Bioreaktoren eignen sich dagegen zur Bilanzierung des Schadstoffumsatzes im Bodenmaterial. Selbst bei geschlossenen Systemen können aber Bilanzlücken von bis zu 20 % innerhalb von 50 Tagen Versuchsdauer auftreten (HUPE et al. 1998b). Somit besteht durch den Versuchsaufbau ein hoher Mehraufwand, die Aussagekraft in Bezug auf die Abbauleistung ist aber stark fehlerbehaftet. Die einsetzbaren Testsysteme können in ihrer Größe, der Betriebsweise (statisch/dynamisch, aerob/anaerob) und in ihrem messtechnischen Aufwand stark variieren.

Für die hier durchgeführten Versuche fiel die Entscheidung auf offene Systeme, da nicht die Bilanzierung des mikrobiologischen Abbaus, sondern die Beurteilung von Kriterien und Parametern im Hinblick auf natürliche Schadstoffminderungsprozesse, eine potenziell aktive Unterstützung der mikrobiellen Abbauprozesse sowie die Beurteilung der verwendeten Labor- und Technikumsmethoden im Vordergrund standen. Außerdem lagen aus den Feldversuchen keine Daten zur Bilanzierung vor, die einen Vergleich mit den Labor- und Technikumsversuchen ermöglicht hätten.

4.2.1 Batch-Versuche

Die durchgeführten Batch-Versuche, mit denen erste grundlegende Informationen über die Abbauleistung unter bestimmten Milieubedingungen gewonnen werden sollten, waren mit geringem technischen und personellen Aufwand sowie einer einfachen Beprobung umzusetzen. Ein weiterer Vorteil dieser Versuche ist die weitgehend **homogene Schadstoffverteilung,** die eine Erfassung der Ausgangssituation in Bezug auf den Schadstoffgehalt zulässt, sowie die Möglichkeit einer optimalen Durchmischung des Bodens mit den jeweiligen Additiven. Als Referenzprobe insbesondere für die Ausgasungs- und Adsorptionsverluste während der Versuchsdauer reicht eine Rückstellprobe, die gekühlt gelagert oder zusätzlich mit einer Stickstoffatmosphäre versehen wird (KÄSTNER 2001).

In der Regel werden bei Abbauversuchen großvolumige Gefäße verwendet und durch ständiges Belüften wird für eine **ausreichende Sauerstoffversorgung** gesorgt. HUESEMANN & MOORE (1994) verwendeten für ihre Batch-Versuche eine reine Sauerstoffatmosphäre und konnten in drei verschiedenen Böden einen bis zu doppelt so hohen mikrobiellen Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen im Vergleich zu einer Normalluftatmosphäre nachweisen. Unter dem Aspekt der Beurteilung der natürlichen Abbauprozesse und eines möglichen *Upscalings* auf Feldbedingungen erscheint der Einsatz von Normalluft – wie in den hier beschriebenen Batch-Versuchen – jedoch praxisbezogener.

Da es in den durchgeführten Versuchen aber nicht nur um das Abbaupotenzial unter opti-

malen Bedingungen, sondern auch um mögliche Limitationen ging, wurden in beiden Flaschenversuchsserien auch Bodenproben unter **Sauerstofflimitation** inkubiert. Dabei hat es sich bewährt, die Atmosphärenluft in den Versuchsflaschen durch eine Stickstoffatmosphäre zu ersetzen. Wurde dagegen nicht mit Stickstoff begast, sondern die Probenflaschen vollständig mit Bodenmaterial gefüllt und anschließend verschlossen, führte dies nicht in allen Fällen zu einer ausreichenden Abdichtung und somit zu geringen Sauerstoffeinträgen in die Versuchsgefäße.

Es wurden zwei Versuchsserien mit unterschiedlichen **Wassergehalte**n im Boden durchgeführt. Während sich die erste Versuchsserie nach DECHEMA (1992) und KÄSTNER (2001) an den Abbauversuchen im Minimalprogramm orientierte und das naturfeuchte Bodenmaterial (28 % WHK_{max}) eingesetzt wurde, wurde in der zweiten Versuchsserie analog der dort vorgeschlagenen orientierenden Prüfung der Boden auf 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt. Die nachgewiesene Abbauleistung war in dem eingestellten Boden deutlich besser als in dem naturfeuchten Bodenmaterial und bestätigt damit die Literaturdaten. DAVIS & MADSEN (1996) führen geringere Abbauleistungen nach Lufttrocknung eines sandigen Lehms auf eine stark sinkende Zahl der Mikroorganismen gegenüber dem feuchten Boden zurück. Steigende Porenwasserkonzentrationen führen hingegen bis zu einem gewissen Grad zu höheren Abbauraten (DE VAULL et al. 1997). Außerdem ist anzunehmen, dass die Bioverfügbarkeit von Additiven und Schadstoffen durch den höheren Wassergehalt verbessert wurde (PECCIA et al. 1997). Diese Erfahrungen entsprechen denen von KONING et al. (2000), NEALE et al. (2000) und SCHOLZ et al. (1996), die optimale Ergebnisse zwischen 40 und 60 der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) erreichten. Die absoluten Wassergehalte sollten nach KING et al. (1998) für den aeroben Schadstoffabbau zwischen 10 und 25 Gew. % betragen.

Die hohe Schadstoffabnahme, die zu Beginn der ersten Versuchsserie in der gekühlt gelagerten Rückstellprobe nachgewiesen wurde (vgl. Kap. 3.2.3.1), verdeutlicht einerseits die Problematik der **Volatilisierung** leichtflüchtiger Schadstoffe durch mechanische Beeinflussung des Bodens (hier: Abfüllen in die Probenflasche), andererseits aber auch die Wichtigkeit einer Referenzprobe, mit der die Versuchsbedingungen kontrolliert werden können. Es ist anzunehmen, dass in den Versuchsvarianten, die sogar einer wiederholten mechanischen Bearbeitung durch Umschütteln ausgesetzt waren, die Verflüchtigung von Schadstoffen noch deutlich höher war. Starke Ausgasungsverluste aufgrund mechanischer Beeinflussung sind zum Beispiel aus so genannten Wendebeetverfahren bekannt (RISS 1993). Hier gelangen offene Systeme an ihre Grenzen, da die Abbauleistung allein durch eine Endpunktbestimmung der Schadstoffgehalte im Boden belegt wird. Schadstoffverluste durch Volatilisierung, die zwar die verbleibende Schadstoffmenge mindern, aber keinen biologischen Abbau, sondern nur eine Verlagerung in die Atmosphäre darstellen, führen so zu einem Fehlbefund des mikrobiellen Abbaupotenzials.

Folgende **Vor- und Nachteile von Batch-Versuchen** können aus der vorliegenden Arbeit und den Literaturdaten abgeleitet werden:

- In Batch-Versuchen können mit geringem methodischen Aufwand die **Milieubedingungen** im Boden (aerobe/anaerobe Verhältnisse, Wassergehalt) variiert werden.
- Es liegt eine **optimale Durchmischung** des Bodens mit den jeweiligen Additiven vor.
- Die bekannten Schadstoffgehalte zu Versuchsbeginn ermöglichen eine **Berechnung der Schadstoffminderung** im Untersuchungszeitraum und
- eine Beurteilung der Wirksamkeit der getesteten **Optimierungsmaßnahmen** auf den Schadstoffabbau.

- Allerdings liegen in den Batch-Versuchen **keine natürlichen Bodenverhältnisse** (gestörtes Porensystem) und Milieubedingungen (Wassergehalt, Sauerstoff) vor und
- die **mechanische Einflussnahme** erhöht die Bioverfügbarkeit, den mikrobiellen Abbau sowie die Volatilisierung der Schadstoffe.

4.2.2 Glassäulenversuche

Neben den Batch-Versuchen stellen kleinmaßstäbige Glassäulenversuche eine relativ einfache Möglichkeit dar, mit geringem Aufwand biologische Abbauprozesse als auch Substanzverlagerungen im Tiefenprofil unter verschiedenen Versuchsbedingungen zu beobachten. Durch die Verwendung gestörter Bodenproben ist zwar das Porensystem im Bodenkörper stark verändert, aber es liegt ein definierter Schadstoffgehalt und eine **homogene Schadstoffverteilung** in der Glassäule zu Versuchsbeginn vor. Die Zugabe von Additiven in gelöster Form mit dem Sickerwasser entspricht den Anwendungsbeispielen in der biologi-schen Bodensanierung (Infiltrationsverfahren: Verrieselung). Neben der Untersuchung von Bodenproben können so kontinuierlich Sickerwasserproben entnommen und analysiert werden.

Sind in den Batch-Versuchen die Versuchsbedingungen durch regelmäßiges Belüften (aerobe Bedingungen) bzw. durch Schaffung einer Stickstoffatmosphäre (gezielte Sauerstofflimitierung) regulierbar, kann in den Glassäulen der **Aerobie- bzw. der Anaerobiegrad** kaum künstlich beeinflusst werden. Er hängt vom diffusiven Sauerstoffeintrag über die Bodenoberfläche (limitiert durch Säulenquerschnitt) und dem Wassersättigungsgrad in der Säule ab.

Die hohe Schadstoffminderung nach Versuchsende in den obersten 10 cm der Säulen ist auf a) eine verstärkte **Volatilisierung** flüchtiger MKW-Bestandteile, b) eine Auswaschung leicht löslicher Kohlenwasserstoffe und c) auf einen verstärkten mikrobiellen Abbau aufgrund einer ausreichenden Verfügbarkeit von atmosphärischem Sauerstoff als Elektronenakzeptor zurückzuführen (vgl. u.a. KONING et al. 2000, HERS & ZAPF GILJE 1998, NEALE et al. 2000, PETER et al. 2003). Insbesondere in grobkörnigen Böden findet eine starke Volatilisierung der Kohlenwasserstoffe an der Säulenoberfläche statt (CARBERRY 1998). Die Volatilisierung in den Glassäulen (und Bodensäulen, s.u.) wird dabei von zwei Prozessen begünstigt: Mit der Wasserzugabe am Top der Säule wird zunächst die Bodenluft aus den Poren verdrängt und die Verflüchtigung der Kontaminationen mit der Gasphase verstärkt (GRIFOLL & COHEN 1996). DAKHEL et al. (2002) belegten in Lysimeterexperimenten bei sehr trockenen Bedin-

gungen einen überwiegenden Transport über die Gasphase. Mit abnehmender Bodenfeuchte aufgrund von Verdunstung und Austrocknung steigt wiederum der Anteil an luftgefüllten Bodenporen und damit einhergehend nimmt die Volatilisierung leichtflüchtiger Schadstoffe aus der Bodenmatrix und die Anreicherung in der Gasphase zu. Auch DAVIS et al. (2003) konstatierten bei Säulenversuchen mit dieselkraftstoffkontaminiertem Boden eine Zunahme der Schadstoffminderung mit Absinken des Wasserspiegels.

Die **Kontaminationsverteilung** im weiteren Tiefenprofil der Glassäulen zeigt, dass die Prozesse der Verflüchtigung, Auswaschung und des mikrobiellen Abbaus je nach Säulentiefe und Variante unterschiedliche Anteile einnehmen können. Der Transport der Kontaminanten durch die sedimentgefüllte Säule wird einerseits durch Dispersion und andererseits durch Sorption und Transformation beeinflusst (TRÄNCKNER & SCHMALZ 2004). Wie CARBERRY (1998) in kleinmaßstäbigen Säulenversuchen mit oberflächlicher Schadstoffdotierung und Wasserperkolation nachwies, ermöglicht die große Oberfläche der Bodenpartikel in feinkörnigen Böden eine höhere Bakteriendichte und so eine Degradation der verstärkt adsorbierten Mineralölkohlenwasserstoffe. Der biologische Abbau fand in den feinkörnigen Böden vor allem im oberen (sauerstoffreicheren) Bereich der Säule statt. In den grobkörnigen Böden hingegen wurden die Schadstoffe schnell über die gesamte Säule verteilt, sodass in allen Tiefen Abbauprozesse stattfanden. In dem im Glassäulenversuch verwendeten mittelkörnigen Boden wurde sowohl der beschriebene höhere Abbau in den oberen Bereichen der Säulen beobachtet, als auch eine Schadstoffverlagerung durch Auswaschung anhand des Eintrags von MKW in die zuvor unkontaminierte Sandschicht an der Basis der Glassäulen bestätigt.

Die hohen **MKW-Konzentrationen im Sickerwasser** verdeutlichen ebenfalls den Schadstofftransport innerhalb der Säule. Die gelösten MKW-Konzentrationen können maximal auf die Sättigungskonzentration ansteigen (GRATHWOHL & SUSSET 2001). GELLER (2001) gibt für Mitteldestillate wie Dieselöle und Heizöle eine Gesamtwasserlöslichkeit von 5-20 mg l^{-1} an. Die Wasserlöslichkeit der MKWs nimmt aber mit zunehmender Kettenlängen ab und kann so für einzelne Verbindungen weit darunter liegen.

Die gemessenen MKW-Konzentrationen im Sickerwasser lagen in den Glassäulenversuchen mit Werten im Allgemeinen kleiner 10 mg l^{-1} zwar in dem von GELLER (2001) angegebenen Bereich, im Vergleich zu den in den ungestörten Bodensäulen gemessenen Konzentrationen aber deutlich höher. Daher ist von einer Tiefenverlagerung entlang präferenzieller Fließpfade (TOTSCHE et al. 2003a) und einem anteilig partikulären Austrag von MKW auszugehen. Dies zeigen auch die extrem hohen und schwankenden Konzentrationen in einzelnen Säulen. Das stark gestörte Porensystem der gestörten Bodenproben und die hohen Randeffekte – durch zum Beispiel vereinzelte Rissbildung im Bodenkörper – stellen bezogen auf den Austrag mit dem Sickerwasser wahrscheinlich den "worst case" dar. Unter natürlichen Bedingungen ist mit einem sehr viel geringeren partikulären **Schadstoffaustrag** zu rechnen. Andererseits können natürliche Bodenkörper ebenfalls mit Rissen oder Klüften sowie Spalten durchzogen sein und so zumindest lokal höhere Ausbreitungs- und Austragsraten vorliegen, als aufgrund der Permeabilität des Bodens zu erwarten gewesen wären (TOTSCHE et al. 2003a).

Aus den dargelegten Gründen waren zur Beurteilung der MKW-Konzentrationen im Sickerwasser die hier durchgeführten Glassäulenversuche nicht geeignet. Auch nach LABO (2003) kann die Eignung von Säulenversuchen zur Sickerwasserprognose bei Böden, die mit mittel- oder hochsiedenden Mineralölkohlenwasserstoffen verunreinigt sind, noch nicht beurteilt werden, da die gewählten Versuchsbedingungen einen großen Einfluss auf das Unter-

suchungsergebnis haben. Bei einem Vergleich der Glassäulenversuche mit den Säulenversuchen der Sickerwasserprognose (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2000) müssen allerdings die unterschiedlichen Versuchsbedingungen berücksichtigt werden. In den hier vorgestellten Untersuchungen wurden Perkolationssäulen eingesetzt, in denen die Durchsickerung des Bodenkörpers von oben nach unten erfolgte. Für Sickerwasserprognosen werden hingegen zumeist von unten nach oben durchströmte Bodensäulen verwendet, in denen die Fließbedingungen mit einer Pumpe eingestellt werden können. Bei Proben mit hohem MKW-Gehalt schlägt aber auch das HESSISCHE LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001) vor, die Säulen von oben nach unten zu durchströmen, um ein Aufschwimmen von Öl zu vermeiden.

Folgende **Vor- und Nachteile von Glassäulenversuchen** können aus der vorliegenden Arbeit und den Literaturdaten abgeleitet werden:

- Mit relativ **einfachen methodischem Aufwand** können die natürlichen Abbauprozesse und die Wirksamkeit von Stimulierungsmaßnahmen auf den Schadstoffabbau unter **Berücksichtigung des Transports** der Additive untersucht werden.
- Die bekannte homogene Schadstoffverteilung zu Versuchsbeginn ermöglicht eine **Berechnung der Schadstoffminderung** im Untersuchungszeitraum.

- Methodische Nachteile sind in der aufgrund des gestörten Porensystems hohen **Schadstoffverlagerung** und -auswaschung sowie in der hohen Sickerwasserrate zu sehen.
- Durch den geringen Säulendurchmesser treten verstärkt **Randeffekte** auf.

4.2.3 Bodensäulenversuche

Die Entnahme von Bodensäulen in Linern ist verglichen mit den Batch- und Glassäulenversuchen mit relativ hohen technischem Aufwand verbunden. Durch die Entnahme der Proben in den seitlich geschlossenen Edelstahl-Linern ergibt sich außerdem der Nachteil, dass der anfängliche Schadstoffgehalt in der Bodensäule nicht bestimmt werden kann. Aufgrund der **kleinräumigen Inhomogenitäten** in der Schadstoffverteilung brachte selbst eine wenige Zentimeter entfernt, parallel zu den Liner-Bohrungen abgeteufte Rammkernsondierung keine ausreichenden Informationen zu den Schadstoffgehalten in den Linern. Erst zum Abschluss der Untersuchungen konnten Daten über die (veränderte) Schadstoffsituation und die Tiefenverteilung von Additiven gewonnen werden. Dennoch stellen Perkolationsversuche mit ungestörten Bodensäulen eine der wenigen Möglichkeiten dar, die Boden- und Sickerwasserverhältnisse möglichst nah an den **In-situ-Bedingungen** abzubilden (WESNIGK et al. 2001). Klassische Säulenversuche mit gestörten Bodenproben und kontinuierlichem Wasserfluss hingegen können nur die maximale Schadstofffreisetzung imitieren (GRATHWOHL & SUSSET 2001).

In Säulenversuchen mit verschiedenen Mineralölkontaminationen, Bodenarten und Nährstoffzufuhren stellten SONG et al. (1990) einen optimalen biologischen Abbau bei 27 °C gegenüber 17 °C und 37 °C fest. Da diese Temperaturen aber nicht den realen **Bodentemperaturen** in gemäßigten Breiten entsprechen, wurde bei den Bodensäulen vom TL Schä-

ferhof-Süd zunächst eine deutlich geringe Temperatur (10° C) eingestellt. Von einem generellen mikrobiellen Abbau kann oberhalb von 5° C ausgegangen werden (Ong et al. 1994, HÖPER & WILKE 2004), Optimierungstests sollten nach HUPE et al. (2001) aber bei Temperaturen größer 10 °C durchgeführt werden. Um die Abbauprozesse zu beschleunigen und mögliche Erfolge im zeitlich begrenzten Rahmen dieser Untersuchungen zu erreichen, wurde später auf eine Versuchstemperatur von 20 °C umgestellt (vgl. KIM et al. 1995, COHEN et al. 1995).

Der **Aerobie- bzw. Anaerobie-Zustand** in den Bodensäulenversuchen wurde durch den diffusiven Sauerstoffeintrag, den Sauerstoffverbrauch beim Kohlenwasserstoffabbau und den Wassergehalt beeinflusst. Zwar stieg im Vergleich zu den Glassäulen aufgrund des größeren Säulenquerschnittes der Sauerstoffeintrag über die Bodenoberfläche, die Sauerstoffdiffusion im Bodenkörper wurde aber durch die größere Säulentiefe eingeschränkt. Organoleptisch aufgenommene Schwefelwasserstoffbildung in der Kontrollsäule verweist auf anaerobe Bedingungen ab 80 cm Tiefe.

Der **Wassergehalt** in den Bodensäulen wurde durch die Menge zugegebenen Niederschlagswassers bestimmt. Bei spärlichem Bewuchs wie auf dem Testfeld am TL Schäferhof-Süd fällt ca. 50 % des Niederschlages als Sickerwasser an (DYCK & CHARDABELLAS 1963, zit. in HÖLTING 2005; KLEIN 2000, zit. in TRAPP 2000). Gegenüber natürlichen Bedingungen lag die simulierte Sickerwassermenge in den Bodensäulenversuchen mit umgerechnet 700 mm a^{-1} fast doppelt so hoch, um während eines Probennahmeintervalls von etwa acht Wochen an der Säulenbasis eine ausreichende Sickerwassermenge für die Schadstoffanalytik gewinnen zu können. Um Veränderungen im Sickerwasser erfassen zu können, erwies es sich als sinnvoll, die Probennahmeintervalle nicht weiter auszudehnen und von der Anforderung, möglichst naturnahe Bedingungen in den Bodensäulen zu simulieren, in diesem Fall abzurücken.

Eine starke Schadstoffminderung trat, wie bei den Glassäulenversuchen, in den oberflächennahen Bodenproben auf. Die hohe MKW-Abreicherung in den Proben bis 20 cm Tiefe während der Versuchsdauer von 2 ½ Jahren ist auf die **Volatilisierung** leichtflüchtiger Verbindungen (GRIFOLL & COHEN 1996) und aerobe Abbaubedingungen zurückzuführen. Über den Bodenluftpfad können leichtflüchtige Schadstoffe aus tieferen Bereichen der Bodensäulen nach oben gelangen und dort einem verstärkten biologischen Abbau unterliegen oder über die Bodenoberfläche in die Atmosphäre ausgasen (WARRELMANN et al. 2006). Die Volatilisierung der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe nimmt in den Bodensäulen mit zunehmender Gesamtmächtigkeit ab (JIN et al. 1994). Für einen Sandboden liegt zum Beispiel die Toluolverflüchtigung nach einer Kalkulation von JURY et al. (1990) unterhalb einer Bodenmächtigkeit von 80 cm bei weniger als 0,7 %.

Eine Abschätzung des mikrobiellen Schadstoffabbaus für die tieferen Bereiche der Bodensäulen ist aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung und der fehlenden Anfangsgehalte (s. Kap. 3.4.1.3) nicht möglich. In den Proben von der **Säulenbasis** fand zumeist eine deutlich geringere Schadstoffminderung als in denen vom Top der Säulen statt. Höhere initiale Schadstoffgehalte, fehlender Sauerstoff für den mikrobiellen Abbau, eine aufgrund der höheren Wasseranteile in den Bodenporen geringere potenzielle Volatilisierung und eine höhere Schadstoffverlagerung sind wahrscheinlich die ausschlaggebenden Gründe für die geringe Schadstoffminderung.

In geringmächtigen Schlufflagen wurde aufgrund der geringeren Korngröße eine höhere Schadstoffanreicherung als im Sandboden beobachtet (vgl. CARBERRY 1998). In Böden mit geringen Porendurchmessern wird durch Einschluss der Kohlenwasserstoffe in den Poren deren Bioverfügbarkeit stark herabgesetzt und sie werden als Restkontaminationen im Boden festgelegt (HUESEMANN 1997). Eine eingeschränkte Verlagerung von Dieselkraftstoffen mit abnehmender Korngröße wird auch von BERRY & BURTON (1997), JOSEPH et al. (1994) und MERKEL & LEEDER (1999) bestätigt. Bei ausreichender Bodenfeuchte ist trotzdem ein langsamer, aber vollständiger mikrobieller Abbau von Dieselöl nachgewiesen worden (BERRY & BURTON 1997). In mittelkörnigen Böden, wie dem überwiegend in den Bodensäulen vorliegenden Sandboden, hat nach HUESEMANN (1995) eine geringe Variation der Korngrößenverteilung kaum Auswirkungen auf die Sorption. Die Durchlässigkeitsbeiwerte und damit die Sickerwassermenge können hingegen nicht nur zwischen verschiedenen Bodenarten, sondern auch innerhalb vermeintlich vergleichbarer Korngemische stark variieren (PRINZ 1997), wie sich in der vorliegenden Arbeit auch an den unterschiedlichen Sickerwasserraten der sechs Bodensäulen herausstellte.

Aufgrund der – gegenüber natürlichen Bedingungen – hohen Sickerwassermengen ist eine **Schadstoffverlagerung** innerhalb der Bodensäule nicht auszuschließen (vgl. KLENK & GRATHWOHL 2000). Der Effekt der Schadstoffauswaschung ist nach der bilanzierten Gesamtmenge von MKW, die mit dem Sickerwasser ausgetragen wurde, jedoch zu vernachlässigen. Die MKW-Konzentrationen im Sickerwasser betrugen zwischen 0,25 und 0,5 mg l^{-1} MKW und stimmen damit recht gut mit denen im Eluat der Bodenproben aus dem Testfeld (2-3 m u. GOK) überein (0,2-0,4 mg l^{-1} MKW). Somit bestätigt sich mit den Bodensäulenversuchen die prinzipielle Eignung der Eluatwerte (s. Kap. 4.1.3) am TL Schäferhof-Süd für eine Abschätzung der MKW-Konzentrationen mit relativ geringem Aufwand. Die verwendete Methodik des Einfrierens der Sickerwasserproben bis zum Erreichen der für die Analytik nötigen Menge und der anschließende Auftauvorgang hatten offensichtlich keinen negativen Einfluss auf die messbaren Konzentrationen Die zu Beginn der Bodensäulenversuche deutlich höheren MKW-Konzentrationen im Sickerwasser sind wahrscheinlich auf anteilig partikulären Austrag zurückzuführen.

Folgende **Vor- und Nachteile von ungestörten Bodensäulenversuchen** können aus der vorliegenden Arbeit und den Literaturdaten abgeleitet werden:

- Ungestörte Bodensäulenversuche stellen unter den Labor- und Technikumsversuchen das System dar, welches den **natürlichen Boden- und Milieubedingungen**, der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe und den mikrobiellen Prozessen im Feldmaßstab am nächsten ist.
- Aufgrund des weitgehend **ungestörten Porensystems** können Aussagen zum potenziellen Schadstoffaustrag mit dem Sickerwasser sowie zur Verteilung und Auswaschung zugegebener Additive getroffen werden.

- Bei der Entnahme der ungestörten Bodensäulen und durch die lange Versuchsdauer entstehen allerdings ein **hoher Aufwand** und hohe Kosten.
- Bei inhomogener Schadstoffverteilung am Standort sind die **Schadstoffgehalte** in den Bodensäulen zu Versuchsbeginn **nicht bekannt** und
- somit ist eine **Beurteilung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials** nur schwer möglich.
- Ebenso kann die **Wirksamkeit von Optimierungsmaßnahmen** kaum beurteilt werden.

4.3 Beurteilung von Maßnahmen zur Stimulierung der natürlichen Abbauprozesse

MKW-Kontaminationen im Boden bewirken meist eine Vermehrung der autochtonen Mikroorganismen, die in der Lage sind, Kohlenwasserstoffe abzubauen (FRITSCHE 1998; ATLAS & CERNIGLIA 1995). Die Komplexität des Bodensystems führt aber dazu, dass oft nicht die eigentliche mikrobiologische Abbaubarkeit, sondern chemische oder physikalische Parameter die Abbaurate entscheidend bestimmen (KONING et. al 1999). Effektive Abbauleistungen sind nur zu erwarten, wenn die Mikroorganismen optimale Lebensbedingungen im Boden vorfinden (MACKENBROCK et al. 1994). Abbaulimitierungen können vor allem durch Nährstoffmangel auftreten, während aufgrund der hohen organischen Schadstoffgehalte am TL Schäferhof-Süd eine ausreichende Kohlenstoffquelle, die höchstens durch die schlechte Bioverfügbarkeit der Schadstoffe eingeschränkt ist, für den mikrobiellen Abbau vorliegt.

In den durchgeführten Versuchen wurde das Hauptaugenmerk auf die Beeinflussung der natürlichen Abbauprozesse durch eine Optimierung des Bodenmilieus gerichtet. Hierbei wurden aufgrund der bereits vorliegenden Ergebnisse aus den Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd vor allem der pH-Wert und die Nährstoffsituation berücksichtigt.

4.3.1 pH-Optimierung

Ein die natürlichen Abbauprozesse am TL Schäferhof-Süd limitierender Faktor ist der pH-Wert. Die pH-Werte im Eluat der Bodenproben aus dem Testfeld lagen zwischen pH 4,5 und pH 5,4 und damit unter dem Optimalbereich vieler MKW-abbauender Mikroorganismen, die ein neutrales bis schwach alkalisches Milieu bevorzugen (GELLER 2001, HÖPER & WILKE 2004, WIEDEMEIER et al. 1995b). Eine weitere wichtige Einflussgröße ist in diesem Zusammenhang die Pufferkapazität. Während in stark gepufferten Böden beim mikrobiellen Abbau entstehendes Kohlendioxid weitgehend abgefangen werden kann (VAN EYK 1997) und so nicht zu einer weiteren Bodenversauerung führt, muss am TL Schäferhof-Süd aufgrund des karbonatarmen Sandbodens mit einer relativ geringen Pufferkapazität gerechnet werden. Der mikrobielle Abbau von MKW kann im Allgemeinen durch eine Regulierung des pH-Wertes und eine Erhöhung der Pufferkapazität um ein Vielfaches gesteigert werden (HOFFMANN & VIEDT 1998).

Aus den durchgeführten Labor- und Technikumsversuchen kann bezüglich einer pH-Optimierung gefolgert werden, dass

I) der pH-Wert der Böden vom TL Schäferhof-Süd grundsätzlich durch einen Mischpuffer aus Calciumkarbonat und Calciumhydroxid auf pH 7 angehoben werden kann,

II) die pH-Anhebung bei oberflächlicher Zugabe des Puffers in ungestörten Bodenkörpern aber auf die oberste Bodenschicht beschränkt bleibt und

III) eine pH-Optimierung den mikrobiellen Abbau von MKW in den Böden des TL Schäferhof-Süd erhöht.

I) Anhebung des pH-Wertes durch Einsatz eines Puffers

In den durchgeführten Batch-Versuchen wurde die prinzipiellen Möglichkeiten einer pH-Optimierung getestet, die später bei den Bodensäulenversuchen Anwendung finden sollten. In den Batch-Versuchen konnte der pH-Wert durch Addition von 0,4 g CaO kg^{-1} Boden von pH 4,6 auf pH 7 angehoben werden. Durch die verschiedenen Versuchsreihen stellte sich der Einsatz eines **Mischpuffers aus Calciumkarbonat und Calciumhydroxid** als geeignet heraus. Calciumkarbonat kommt häufig in natürlichen Böden vor und stellte bei den durchgeführten Versuchen deshalb den Hauptanteil. Eine pH-Anhebung von pH 4,5 auf Werte zwischen pH 6 und pH 8 wurde bei mechanischer Verteilung von 0,6 g $CaCO_3$ kg^{-1} Boden auch von GOGOI et al. (2003) nachgewiesen. Im Hinblick auf den späteren Einsatz des Puffers in den Bodensäulenversuchen, wo eine Verteilung des Karbonats nur in den oberen Bodenbereichen zu erwarten war, wurde gleichzeitig gelöstes Calciumhydroxid verwendet, das schnell eine intensive Mineralisierung bewirkt (SCHINNER & SONNLEITNER 1996b). Die einsetzbare Menge an Calciumhydroxid ist durch dessen Löslichkeit in Wasser von maximal 0,75 bis 1,0 g l^{-1} bzw. durch die maximal zusetzbare Wassermenge bis zur gewünschten Bodenfeuchte beschränkt. Auch HUPE et al. (2001) schlagen für Optimierungstests vor, den pH-Wert mittels Calciumkarbonat auf pH 7-8 einzustellen. Darüber hinaus wird von den Autoren ebenfalls der Einsatz von Calciumoxid oder -hydroxid favorisiert, wenn eine weitere Anhebung des Karbonatgehaltes bereits zu Messfehlern (z.B. bei der Bestimmung der Bodenatmung) führen würde und/oder ein Temperaturanstieg durch die exotherme Reaktion des Calciumoxides oder andere Oxidationseffekte gewünscht sind.

II) Problematik einer pH-Optimierung bis in größere Tiefen

Während in den Batch-Versuchen bei mechanischem Einbringen eines Puffers aus Calciumkarbonat und/oder Calciumhydroxid der pH-Wert im Boden in das für den mikrobiellen Abbau optimale neutrale Milieu angehoben werden konnte, bestätigte sich in den durchgeführten Glas- und Bodensäulenversuchen die Problematik einer pH-Optimierung bis in größere Tiefen. In beiden Säulenversuchen wurde der pH-Wert nur bis in 20 cm Tiefe auf pH 7-8 angehoben. Unterhalb von 20 cm Tiefe lag der pH-Wert in Abhängigkeit vom eingesetzten Boden in den Glassäulenversuchen bei bis zu pH 6,5, in den Bodensäulenversuchen hingegen zwischen pH 4 und pH 6.

Die Kalkung von Böden ist nicht nur in der Land- und Forstwirtschaft (SCHINNER & SONNLEITNER 1996b), sondern auch in der aktiven biologischen Bodensanierung eine verbreitete Maßnahme zu Steuerung der pH-Werte (KAPPESSER 1994, GELLER 2001). Gemahlener Kalkstein (Calcit, Dolomit) ist das am weitesten verbreitete Kalkungsmaterial (SCHINNER & SONNLEITNER 1996b). Die **Wirkung einer Kalkung** auf den pH-Wert im Boden beschränkt sich jedoch meist auf die oberste Bodenschicht. Die erste Neutralisationsstufe des Calciumkarbonats läuft nur in unmittelbarer Nähe des Kalkkornes ab und wirkt somit nicht in der Tiefe (SCHEFFER 2002). Gelöstes Hydrogenkarbonat kann mit dem Sickerwasser zwar in tiefere Bodenschichten gelangen, führt im Boden aber oft nur zu einer pH-Erhöhung bis auf maximal pH 5.

Für die Praxis lässt sich daraus schließen, dass eine deutliche Anhebung des pH-Wertes am TL Schäferhof-Süd durch lediglich oberflächliche aktive Maßnahmen nicht oder nur in sehr langen Zeiträumen bis in größeren Bodentiefen umsetzbar wäre. Gleichzeitig muss beachtet werden, dass durch den Einsatz eines Karbonatpuffers karbonatische Niederschläge aus-

fallen können, die die Permeabilität des Bodens negativ beeinflussen können (CAPUANO & JOHNSON 1996). Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Glassäulen- und Bodensäulenversuche muss zum Beispiel der gleichzeitige Einsatz eines Phosphatdüngers (s.u.) kritisch betrachtet werden.

III) Einfluss der pH-Optimierung auf den mikrobiellen Abbau von MKW

In den Glassäulenversuchen konnte ein positiver Einfluss der pH-Optimierung auf den mikrobiellen Abbau nachgewiesen werden. In den Bodensäulen konnte die Einflussnahme aufgrund der unbekannten Anfangsgehalte, der anschließenden Nährstoffaddition und der starken Variation der MKW- und BTEX-Gehalte zwischen den Säulen nicht abgeschätzt werden. Die MKW-Konzentrationen im Sickerwasser haben an den Bodensäulen während der pH-Optimierung oder in der nachfolgenden Spülphase stark abgenommen. Da sich der pH-Wert im Sickerwasser in diesem Zeitraum jedoch nicht entscheidend verändert hat, ist eine direkte Einflussnahme der pH-Optimierung auf die Schadstoffgehalte im Sickerwasser unwahrscheinlich und vielmehr eine Abnahme der Auswaschung leicht löslicher Kontaminanten anzunehmen.

Zum Einfluss der Veränderung des pH-Wertes auf die mikrobiellen Abbauprozesse im Boden liegen leider kaum veröffentlichte Untersuchungen vor, die zum Vergleich herangezogen werden können oder aus denen Ableitungen für eine pH-Optimierung am TL Schäferhof-Süd gezogen werden können. So besteht die Schwierigkeit, die **Wirksamkeit einer pH-Optimierung** einordnen und den Nutzen in Relation zum Aufwand bewerten zu können. Aus der Waldbodenkalkung ist bekannt, dass die pH-Anhebung zwar keine signifikante Erhöhung der Bakterienzahl nach sich zieht, aber eine Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Population (SCHINNER & SONNLEITNER 1996b).

Eine aktive Anhebung des pH-Wertes ist insbesondere in den **Bodenbereichen mit hohen Schadstoffgehalten** sinnvoll, da das beim Schadstoffabbau mikrobiell gebildete Kohlendioxid – aufgrund seiner Löslichkeit – in schwach gepufferten Böden zu einer Bodenversauerung führen kann und somit durch schlechtere Milieubedingungen wiederum der Schadstoffabbau limitiert wäre (KÄSTNER 2001). Im Gegenzug können bei abnehmenden Schadstoffgehalten, wie im kontaminierten Vergleichsareal gezeigt, die pH-Werte ansteigen. Bei Lysimeterversuchen von CAPUANO & JOHNSON (1996) wurde ebenfalls mit abnehmenden Schadstoffgehalten im Boden und sinkenden Kohlendioxidgehalten in der Bodenluft ein pH-Anstieg um 0,1 bis 0,6 pH-Einheiten festgestellt. Im untersuchten Testfeld am TL Schäferhof-Süd liegen die höchsten Schadstoffgehalte und nachweislich hohe Kohlendioxidgehalte tiefer als 3 m unter der Geländeoberfläche. Um hier eine pH-Optimierung anzustreben, wären aufwendigere Maßnahmen wie zum Beispiel die Infiltration einer Puffersubstanz nötig, die sich nur im Rahmen einer biologischen Sanierungsmaßnahme und in Zusammenhang mit einem umfassenden Sanierungskonzept umsetzen ließen.

4.3.2 Nitrat, Nährstoffe

Mineralölkohlenwasserstoffe können von Mikroorganismen als Kohlenstoff und Energiequelle genutzt werden (FRITSCHE 1998). Für den Abbau benötigen die Mikroorganismen einerseits Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff (aerob) oder Nitrat (fakultativ anaerob) sowie als weitere Wachstumssubstrate Makronährstoffe wie Stickstoff und Phosphor. Liegen diese nicht ausreichend im Boden vor, ist eine dosierte Zugabe zu empfehlen (KAPESSER 1994).

Aus den durchgeführten Labor- und Technikumsversuchen kann bezüglich einer Nährstoffoptimierung gefolgert, dass

I) eine Optimierung der Nährstoffverhältnisse in den Böden vom TL Schäferhof-Süd zu erhöhtem Schadstoffabbau führt,

II) die Höhe des Schadstoffabbaus von den Stickstoffquellen (Ammonium, Nitrat) und den Milieubedingungen (aerob/anaerob, Wassergehalt) abhängt,

III) Phosphat in unlöslichen Verbindungen im Boden ausgefällt wird,

IV) mit einer Auswaschung von Ammonium und Nitrat mit dem Sickerwasser trotz einer Nährstofflimitierung im Boden zu rechnen ist und

V) zur Ermittlung der für den Schadstoffabbau optimalen Nitrat- und Phosphataddition weitere Versuche nötig wären.

I) Steigerung des mikrobiellen Schadstoffabbaus durch Optimierung der Nährstoffverhältnisse

Mit den durchgeführten Labor- und Technikumsversuche konnte nachgewiesen werden, dass sich die artifizielle Anhebung der Nährstoffgehalte auf die Abbaugeschwindigkeit der MKW in den Böden vom TL Schäferhof-Süd auswirkte.

In den Batch-Versuchen konnte unter aeroben Bedingungen eine signifikant höhere Schadstoffminderung gegenüber den jeweiligen Kontrollvarianten durch Optimierung der Nährstoffverhältnisse erreicht werden. Mit der Einstellung eines C:N:P-Verhältnisses von 100:5:1 wurden in der ersten Versuchsserie der **Batch-Versuche** nach sechs Wochen nur noch zwischen 37 % und 51 % des Schadstoffgehaltes bestimmt, der in der gekühlten Referenzprobe gemessen wurde (1.300 mg kg^{-1}). In der Kontrollvariante lagen hingegen noch 75 % des Anfangsgehaltes vor. Das entspricht einer **Schadstoffminderung von 15-20 mg kg^{-1} d^{-1}** in den optimierten Varianten und einer Schadstoffminderung von 8 mg kg^{-1} d^{-1} in der Kontrollvariante, wobei in beiden Fällen nur ein (nicht bekannter) Teil der Schadstoffverluste dem mikrobiellen Abbau zugeschrieben werden kann. Etwa 20-35 % der gesamten Schadstoffminderung können Volatilisierung, Sorption oder chemische Transformation ausmachen (MARGESIN et al. 2000, FINDLAY & FOGEL 1997a/1997b).

In der zweiten Versuchsserie der Batch-Versuche wurden durch die Nährstoffoptimierung bei einem C:N:P-Verhältnisse von 100:5:2 noch leicht höhere Schadstoffabnahmen als in der ersten Versuchsserie erreicht. Die Schadstoffgehalte sanken unter aeroben Bedingungen in acht Wochen auf 13-20 % des Gehaltes in der Referenzprobe (2.100 mg kg^{-1}), das entspricht einer **Schadstoffminderung von durchschnittlich 30 mg kg^{-1} d^{-1}**. Die aerobe Kontrollvariante wies nur eine geringe, nicht signifikante Schadstoffabnahme auf 90 % des Anfangs-

gehaltes auf (Schadstoffminderung von ca. 4 mg kg^{-1} d^{-1}).

In der Literatur stehen die meisten vergleichbaren Ergebnisse zum mikrobiellen Schadstoffabbau unter Nährstoffoptimierung aus Batch-Versuchen zur Verfügung. Die prozentuale Höhe des erzielten Schadstoffabbaus unter Nährstoffoptimierung ist in den durchgeführten Batch-Versuchen trotz unterschiedlicher Versuchsbedingungen und Laufzeiten vergleichbar mit den Ergebnissen von DRAKE et al. (1995), NOVAK et al. (1995), CARRERA et al. (1997), MARGESIN et al. (2000) und GOGOI et al. (2003), wobei die jeweils berechneten Schadstoffminderungsraten in Abhängigkeit vom Schadstoffgehalt im Boden stark schwankten.

Die in der zweiten Versuchsserie bestimmten Bodenatmungsraten bestätigen die Anregung der mikrobiellen Aktivität durch die Nährstoffoptimierung. In den Kontrollvarianten verweisen die sehr geringen basalen Bodenatmungsraten (1 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) auf eine Limitierung des mikrobiellen Abbaus (KÄSTNER 2001). Die niedrige Basalatmung wird durch einen insgesamt geringen Biomassegehalt des Bodens (humusarmer Sandboden) und Nährstoffmangel hervorgerufen (DECHEMA 1995, HOLLENDER et al. 2000). Die mit der Nitrat- und Phosphatadditon dagegen erhöhten basalen Bodenatmungsraten (bis zu 40 mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) zeigen einerseits, dass im nicht stimulierten Boden ein Nährstoffmangel vorgelegen hat und andererseits, dass die hohe Schadstoffminderung unter aeroben Bedingungen nicht nur auf Volatilisierung, sondern vor allem auf mikrobiellen Schadstoffumsatz zurückzuführen ist.

Die durchgeführten **Glassäulenversuche** bestätigen die Ergebnisse der Batch-Versuche. Bei Zugabe von Nitrat, Ammonium und Phosphat mit dem Sickerwasser wurde im eingesetzten homogenisierten Boden (1.200 mg kg^{-1} MKW) ein höherer MKW-Abbau gegenüber der Kontrollprobe festgestellt. Die verminderten Schadstoffgehalte im Boden, die im Medianwert nach 18 Wochen Versuchsdauer nur noch zwischen 49 % und 63 % des MKW-Gehaltes in der Kontrollsäule ausmachten, belegen die Stimulierung des mikrobiellen Abbaus durch die Nitrat- und/oder Ammoniumzugabe mit dem Sickerwasser. Gegenüber der Rückstellprobe lagen in den stimulierten Varianten sogar nur zwischen 26 und 34 % und in der Kontrollsäule 54 % der Anfangsgehalte vor. Daraus errechnet sich eine **Schadstoffminderung von 6-7 mg kg^{-1} d^{-1}** unter Nährstoffoptimierung und von 4 mg kg^{-1} d^{-1} in der Kontrollsäule. Die Auswirkungen der Nährstoffoptimierung zeigten sich nicht nur im Boden. Die MKW-Konzentrationen im Sickerwasser waren in den nährstoffoptimierten Varianten signifikant geringer als in der Kontrollvariante. Diesen positiven Effekt konnte CARBERRY (1998) hingegen für eine mikrobiell angeregte Variante gegenüber einer abiotischen Kontrollvariante nicht nachweisen.

Die Ergebnisse der Glassäulenversuche werden grundlegend durch die Säulenversuche von TIBERG et al. (1993), DOTT & STEIOF (1995), NOVAK et al. (1995), VENKATRAMAN et al. (1998) und BOOPATHY (2004) bestätigt, wobei die Höhe der Schadstoffminderung je nach Versuchsaufbau, Nährstoffoptimierung und Milieubedingungen stark schwankte. In allen Fällen lag jedoch die Höhe des mikrobiellen Schadstoffabbaus in den nährstoffoptimierten Varianten deutlich bis signifikant über dem Abbau in den Kontrollvarianten.

In den **Bodensäulenversuchen** konnte aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung innerhalb der Bodensäulen und zwischen den drei stimulierten Bodensäulen und den zwei Kontrollsäulen der Einfluss der Nährstoffoptimierung auf den mikrobiellen MKW-Abbau im Boden nicht nachgewiesen werden. Ein positiver Einfluss der Additive auf den Schadstoff-

abbau ist aufgrund der Batch- und der Glassäulenversuche aber anzunehmen. Die Ergebnisse der Nitratbestimmung im Boden haben allerdings verdeutlicht, wo die Grenzen einer aktiven Unterstützung der mikrobiellen Abbauprozesse bei ausschließlich oberflächlicher Zugabe von Additiven liegen: Die Nitrat- und Phosphatoptimierung wirkte sich in dem ungesättigten Sandboden nur bis in maximal 25 cm Tiefe aus. Gerade in geringen Bodentiefen findet vorwiegend ein aerober Abbau statt, sodass hier Nitrat hauptsächlich als Stickstoffquelle (assimilatorische Nitratreduktion) und nicht als Elektronenakzeptor fungieren kann.

Im Bodensäulenversuch war anhand der Basalatmung kein Einfluss der Nitratoptimierung auf die Aktivität der Bodenorganismen zu beobachten (Güttes 2001). Die basale **Bodenatmung** lag trotz der Nitratoptimierung unter 1 mg $O_2\,kg^{-1}\,h^{-1}$. Die Zugabe eines Glucose-Nährstoffgemisches zur Messung der substratinduzierten Bodenatmung führte insbesondere am Top der Bodensäulen zu einer Steigerung der Bodenatmung. Es ist davon auszugehen, dass trotz der vorherigen Nitratstimulierung während der Bodensäulenversuche eine eingeschränkte Verfügbarkeit der Nährstoffe (HOLLENDER et al. 2003), eventuell aber auch leicht verwertbarer Kohlenstoffquellen, vorgelegen hat. Der Einfluss der Nitrat- und Phosphatadditon während des Bodensäulenversuches wird aber anhand der geringeren Lag-Phase und der höheren Wachstumsraten in den stimulierten Bodensäulen deutlich.

II) Einfluss der Stickstoffquellen und der Milieubedingungen auf den mikrobiellen Schadstoffabbau

In den **Batch-Versuchen** unterschied sich die Abbauleistung der verschiedenen Varianten je nach den Versuchsbedingungen deutlich. In der ersten Versuchsserie wurden bei gleichem C:N:P-Verhältnis mit einer Mischung aus Nitrat, Ammonium und Phosphat höhere Abbauraten als mit einer ausschließlichen Ammonium- und Phosphatzugabe erreicht. Parallel zur Schadstoffminderung nahm aber vor allem der Ammoniumgehalt im Boden stark ab oder wurde vollständig gezehrt, während nur eine sehr geringe Nitratzehrung vorlag. Hier zeigt sich, dass trotz gleicher Stickstoffkonzentrationen die **Nährstoffquellen** sehr verschieden aufgenommen werden (vgl. MARGESIN et al. 2000). Stehen Nitrat und Ammonium ausreichend zur Verfügung, werden unter aeroben Bedingungen, wie in diesem Versuchsteil nachgewiesen, vor allem die leichter verfügbaren Ammoniumionen assimiliert. Sinkt jedoch zwischenzeitlich der Sauerstoffgehalt in den Versuchsansätzen ab, kann das vorhandene Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor genutzt werden.

Stehen wie in der zweiten Versuchsserie ausschließlich Nitrat und Phosphat zur Verfügung, wird unter **aeroben Verhältnissen** Nitrat assimilatorisch reduziert und so als Stickstoffquelle für den Zellaufbau verwendet (MADIGAN et al. 2001). Zwischenzeitlich gebildetes Ammonium, das nach vier Wochen Versuchsdauer in allen Proben nachgewiesen wurde, nach acht Wochen Versuchsdauer aber überwiegend wieder verbraucht worden war, stützt die Annahme der assimilatorischen Reduktion von Nitrat zu Ammonium. Dieser Prozess wurde unter aeroben Bedingungen auch bei Feldversuchen festgestellt (O'LEARY et al. 1995).

In der ungesättigten Bodenzone haben jene Mikroorganismen ökologische Vorteile, die zusätzlich zur aeroben Atmung über einen anaeroben Stoffwechsel verfügen (BENCKISER 2000). Unter **anaeroben Bedingungen** führte in den Batch-Versuchen die Nitrat- und Phosphatzugabe bei sonst gleichen Bedingungen nur zu einem gegenüber der Referenzprobe leicht erhöhten (nicht signifikanten) Schadstoffabbau. Dieses Ergebnis ist insofern erstaunlich, als Nitrat bei Sauerstoffmangel als ein effektiver Elektronenakzeptor im Abbauprozess

gilt. Insbesondere unter Nitrataddition ist eine Vermehrung denitrifizierender Bakterien zu erwarten (BRECHT et al. 1999, THOMAS et al. 1995). Es ist möglich, dass die Versuchszeit von acht Wochen noch nicht ausreichte, um bei dem unter anaeroben Bedingungen verlangsamten mikrobiellen Abbau einen signifikanten Einfluss der Stimulierung auf die Schadstoffminderung nachzuweisen. Eine Erklärung dafür, dass Nitrat nicht als alternativer Elektronenakzeptor genutzt wurde, könnte aber auch in der schlagartigen Umstellung von aeroben auf anaerobe Bedingungen liegen. Bei langsamer Sauerstofflimitation sind fakultativ anaerobe Mikroorganismen in der Lage, von der Sauerstoffatmung auf die Denitrifikation umzustellen (SCHLEGEL 1992). Mit dem vorhandenen Restsauerstoff werden dabei die für die Denitrifikation nötigen Enzymsysteme (*Nitrat-, Nitrit-, Distickstoffreductase*) induziert (FRITSCHE 1999b). Bei den durchgeführten Batch-Versuchen hat anscheinend der plötzliche Wechsel von der sauerstoffreichen Luftatmosphäre auf eine Stickstoffatmosphäre diesen Prozess verhindert oder zumindest eingeschränkt.

In den **Glassäulenversuchen** wurde ebenfalls die Beobachtung gemacht, dass die Stickstoffquelle entscheidend für die Höhe des Schadstoffabbaus ist. Bei ausschließlicher Nitratzugabe (Nitratvariante) mit dem Sickerwasser wurde eine höhere Schadstoffminderung (51 %) als unter Nitrat- und Ammoniumzugabe (42 %) sowie unter Ammoniumzugabe (37 %) beobachtet. Der Anstieg der Ammoniumgehalte im Boden und der Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser zeigt, dass in der Nitratvariante eine assimilatorische Nitratreduktion stattgefunden hat. Unter den aufgrund von Wasserstau zeitweise anaeroben Bedingungen in der Glassäule ist in der Nitratvariante aber auch eine anteilige Denitrifikation möglich. Das heißt, dass hier die potenzielle Doppelfunktion von Nitrat als Nährstoffquelle im aeroben Milieu und als Elektronenakzeptor im anaeroben Milieu zum Tragen kommt (CYPIONKA 1999).

Gegenüber Säulenversuchen unter streng anaeroben Bedingungen (BOOPATHY 2004) fällt die Schadstoffminderung in der Nitratvariante der Glassäulenversuche um ein Mehrfaches höher aus. Die erfolgreiche Nährstoffoptimierung durch den Einsatz von Nitrat wird von DOTT & STEIOF (1995) durch vergleichbare Versuche mit Perkolationssäulen bestätigt. Auch hier konnte der Abbau von Dieselölkontaminationen bei zusätzlichem Nitratangebot (Schadstoffminderung 150 mg kg^{-1} d^{-1}) gegenüber einer Nährlösung mit ausschließlich Ammonium und Phosphat (Schadstoffminderung 110 mg kg^{-1} d^{-1}) erheblich gesteigert werden.

Neben den Sauerstoffverhältnissen stellte sich die Bodenfeuchte als ein entscheidender Faktor für den verbesserten Schadstoffabbau insbesondere unter nährstoffstimulierten Bedingungen heraus. In den Batch-Versuchen wurde unter **optimierten Wassergehalten** (50 % WHK_{max}) ein höherer Schadstoffabbau als bei natürlicher Bodenfeuchte festgestellt (s. Kap. 4.2.1). Durch den höheren Wassergehalt im Boden wird die Bioverfügbarkeit der Nährstoffe wahrscheinlich entscheidend verbessert (PECCIA et al. 1997). Nach WALWORTH et al. (1997) stehen die optimalen Stickstoffgehalte auch mehr im Zusammenhang mit dem Wassergehalt im Boden als mit dem auf die Trockenmasse bezogenen C:N-Verhältnis.

III) Auswirkungen der Phosphataddition

KING et al (1998) nennen als essentielle Komponenten für den Schadstoffabbau Stickstoff in Form von Ammonium und Phosphor in Form von Orthophosphat. Die Auswirkungen der Phosphataddition auf die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse hingen in den durchgeführten Untersuchungen stark vom Versuchssystem und damit von der Verfügbarkeit des zugegebenen Phosphats ab.

Die Ergebnisse der Batch-Versuche haben gezeigt, dass in den Bodenproben ein **Phosphatmangel** vorgelegen hat, der sich limitierend auf den mikrobiellen Schadstoffabbau auswirken kann. In beiden Flaschenversuchsserien wurden bei einer Phosphatzugabe im C:N:P-Verhältnis von 100:5:1-2 50 % bzw. 30 % des zugegebenen Phosphats während der Versuchsdauer gezehrt. Bei ausreichender C-Quelle ist insbesondere das N:P-Verhältnis entscheidend für den mikrobiellen Abbau (Van Eyk 1997). Hohe Abbauraten erzielen auch Van Eyk (1997) und HARMSEN (1992) bei einem N:P-Verhältnis von etwa 5:1.

In den Glassäulen- und den Bodensäulenversuchen war die Wirkung der Phosphatzugabe durch Ausfällungen von Calcium- und Magnesiumphosphaten im Boden beschränkt. In den Glassäulen war die Phosphatverteilung im Boden durch mit der Tiefe kontinuierlich abnehmende Gehalte gekennzeichnet. In den Bodensäulen wurde das zugebene Phosphat aufgrund des hohen Calciumangebotes aus der vorherigen pH-Optimierung in zwei Säulen bis in 25 bzw. 40 cm Tiefe vollständig ausgefällt. Sowohl in den Glassäulen- als auch in den Bodensäulenversuchen hat die Ausfällung den Austrag von Phosphat mit dem Sickerwasser verhindert.

Die Vorteile einer Anhebung des pH-Wertes und der Pufferkapazität können sich somit negativ auf die Verteilung von Phosphor im Boden auswirken. Bei geringeren pH-Werten hat VAN EYK (1997) im Feldversuch eine Infiltration von Phosphat bis zu 2-3 m u. GOK festgestellt. Bereits ab 1 m u. GOK sank aber auch bei diesen Versuchen die Gehalte unter 50 % der Zugabemenge. Die Eindringtiefe kann in der Praxis am besten durch eine Erhöhung der Phosphatkonzentration oder durch die regelmäßig wiederholte Zugabe von N/P-Dünger beeinflusst werden (VAN EYK 1997).

Um bei einer Phosphatzugabe die Ausfällungen im Boden zu verringern, wurden in den letzten Jahren in der Landwirtschaft und bei aktiven Sanierungsmaßnahmen als Alternativen zu den allgemein eingesetzten Orthophosphaten verschiedene Polyphosphate getestet. AGGARWAL et al. (1991) konnten beim Einsatz von Trimetaphosphat deutlich geringere Ausfällungen im Boden feststellen. MORGAN et al. (1992) machten mit verschiedenen Polyphosphaten ähnliche Erfahrungen. Allerdings wurde durch den Einsatz der Polyphosphate auch die Bodenstruktur und damit die Wasserleitfähigkeit signifikant verändert, was unter Feldbedingungen nicht unerhebliche Auswirkungen auf den Sanierungserfolg haben könnte.

IV) Auswaschung von Ammonium und Nitrat mit dem Sickerwasser

Durch die Addition von Nitrat und Ammonium erhöhte sich in den Säulenversuchen der Nitrat- und Ammoniumaustrag mit dem Sickerwasser. In den Glassäulenversuchen stiegen die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser schnell über die Grenzwerte der TRINKWV (2001) von 50 mg l^{-1} Nitrat und 0,5 mg l^{-1} Ammonium an, während im Boden nur eine geringe Anreicherung der Additive erfolgte (vgl. WIDRIG & MANNING 1995). In den Bodensäulenversuchen sind die **Nitratkonzentrationen im Sickerwasser** mit der Dotierung ebenfalls stark angestiegen. Allerdings lagen sie nur in einer Säule (S2) über dem Grenzwert

von 50 mg l^{-1} Nitrat. Bei den sehr geringen Schadstoffgehalten bis in 80 cm Tiefe (< 100 mg kg^{-1} MKW, < 0,1 mg kg^{-1} BTEX) hat wahrscheinlich kaum eine Nitratzehrung stattgefunden. Andererseits könnten Wasserleitbahnen entlang von Rissen oder ein weitporiges Bodengefüge für den schnellen Nitrataustrag verantwortlich sein (TOTSCHE et al. 2003a). Die Schadstoffzunahme zwischen 80 und 95 cm Tiefe ist ein weiteres Indiz für die Stoffverlagerung innerhalb der Bodensäule. In den beiden anderen stimulierten Bodensäulen betrug der Austrag mit dem Sickerwasser selbst zu Versuchende weniger als 20 mg l^{-1} (S3) bzw. 5 mg l^{-1} (S5) Nitrat. Eine Bilanzierung der gesamten analysierten Nitratmenge im Boden und im Sickerwasser belegt in beiden Bodensäulen den Verbrauch des zugegebenen Nitrats. Während die Nitratzehrung in der Bodensäule S5 der assimilatorischen Nitratreduktion und in größerer Säulentiefe der Denitrifikation zugeschrieben werden kann, fand in der Bodensäule S3 wahrscheinlich auch eine Nitratammonifikation statt. Die Ammoniumgehalte im Boden und die Ammoniumkonzentrationen sowie das Redoxmilieu im Sickerwasser bestärken diese Annahme.

Nach den Ergebnissen der Labor- und Technikumsversuche ist trotz anhaltender Nährstofflimitierung im Boden ein hoher Austrag der Additive beobachtet worden. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf die praktische Anwendung muss die Auswaschung von Nitrat und Ammonium insbesondere bei lang andauernden Optimierungsmaßnahmen oder einer Steigerung der Nitrat- und Ammoniumaddition beobachtet werden. Mit unvollständiger Zehrung der Additive steigen auch die Konzentrationen im Sickerwasser an. In den durchgeführten Glassäulenversuchen unterlagen sowohl Nitrat- als auch Ammoniumionen gleichermaßen einer schnellen Auswaschung mit dem Sickerwasser. Aufgrund des höheren Wassergrenzwertes für Nitrat (50 mg l^{-1}) gegenüber Ammonium (0,5 mg l^{-1}) und der sogar leicht höheren Abbauraten in der reinen Nitratvariante der Glassäulenversuche ist nach den vorliegenden Ergebnissen der verstärkte Einsatz von Nitrat nicht nur als alternativem Elektronenakzeptor, sondern auch als Nährstoffquelle zu prüfen. Im Zusammenhang mit natürlichen Abbauprozessen im Grundwasser kommt der Nitratkonzentration insbesondere als Anzeiger denitrifizierender Abbauprozesse bereits eine große Bedeutung zu (u.a. BHUPATHIRAJU et al. 2002, HUTCHINS et al. 1995a/b, MILLER & HUTCHINS 1995, SCHULZE-MAKUCH 1998, SWANSON 1999, WIEDEMEIER et al. 1999, WILSON et al. 1995).

V) Ermittlung der optimalen Nitrat- und Phosphatverhältnisse

Im Rahmen dieser Arbeit wurden innerhalb der verschiedenen Versuchssysteme zwar die Nährstoffquellen, nicht jedoch die C:N:P-Verhältnisse variiert. Obwohl Unterschiede in den verschiedenen Ansätzen der Batch- und Glassäulenversuche deutlich wurden, ist unklar, ob bereits die für die Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd optimalen Nährstoffverhältnisse ermittelt wurden. Hierzu wären weitere umfangreiche Versuche unter verschiedenen Milieubedingungen erforderlich gewesen.

Sowohl bei der Dotierung mit Ammonium und Nitrat sowie Phosphat als auch bei der ausschließlichen Nitrat/Phosphat-Dotierung wurde ein moderates **C:N:P-Verhältnis von 100:5:1-2** eingestellt (Batch-Versuche) oder durch die kontinuierliche Nährstoffzugabe angestrebt (Glassäulen-/Bodensäulenversuche). Im Hinblick auf die spätere Anwendung und den potenziellen Austrag von Nitrat und Ammonium mit dem Sickerwasser lag das C:N:P-Verhältnis etwas unter dem, das von KAPPESSER (1994) als optimales C:N:P-Verhältnis für die biologische Bodensanierung (100:15:2 bis 100:10:1) angegebenen wird

In Abhängigkeit vom Boden und den Schadstoffbelastungen können auch von den allgemein als optimal gesehenen Verhältnissen abweichende Nährstoffadditionen zu hohen Abbauraten führen. ALLEN-KING et al. (1994a/1994b) stellen in Labor- und Feldversuchen bei Zugabe von Ammonium in hohen Gehalten (2.000-2.800 mg N kg^{-1} Boden) eine bis zu 100-fach Steigerung der Schadstoffminderung von BTEX gegenüber der des stickstofflimitierten Bodens fest. Derart hohe Abbauraten sind selbst bei optimalen Milieubedingungen für die Böden am TL Schäferhof-Süd, die ein breites Spektrum an mittel- und langkettigen MKW-Verbindungen aufweisen, nicht zu erwarten.

Mit der prophylaktischen Erhöhung einer Düngerzugabe sind jedenfalls nicht in jedem Fall bessere Resultate in der Abbauleistung zu erreichen (CHAINEAU et al. 1995). Vielmehr können zu hohe Konzentrationen sogar zu einer schlechteren Abbaurate führen, was die Empfindlichkeit des mikrobiellen Schadstoffabbaus bezüglich der Milieubedingungen unterstreicht (HOFFMANN & VIEDT 1998). MOLINA-BARAHONA et al. (2004) ermittelten bei einem C:N-Verhältnis von 100:10 die höchsten Abbauraten, während höhere N-Gehalte zu einem geringeren Schadstoffabbau führten. BAKER et al. (1994) stellten bereits bei Zugabe von 40 mg kg^{-1} Ammoniumnitrat zu einem mit Toluol kontaminierten Boden fest, dass bestimmte Mikroorganismen in ihren Abbauprozessen gehemmt wurden, obwohl solche Konzentrationen noch keine toxische Wirkung auf die Mikroorganismen im Boden haben sollten. Um anfänglich zu hohe Nährstoffkonzentrationen zu vermeiden, können in der Praxis sich langsam freisetzende Dünger, so genannte *slow release fertilizer*, eingesetzt werden, für die eine effektive Beeinflussung der Schadstoffminderung nachgewiesen wurde (CARRERA et al. 1997).

4.4 *Upscaling*: Vom Labor- zum Feldmaßstab

Zur Beurteilung der natürlichen Abbauprozesse bzw. für die Anwendung in der Praxis ist gefordert, dass die Ergebnisse aus Labor- und Technikumsversuchen auf den Feldmaßstab übertragen werden können. Nach KONING et al. (2000) stellt die **bilanzierende Untersuchung** von In-situ-Verfahren eine große Herausforderung dar. Deutlich kritischer bewertet jedoch FRITSCHE (1999a) ein mögliches *Upscaling*, da Laborversuche zwar Aussagen zur potenziellen Abbauleistung, jedoch keine Schlussfolgerungen über die Vorgänge in real kontaminierten Böden zulassen würden.

Die Schwierigkeiten, die sich bei der Übertragbarkeit ergeben, sind unumstritten. Labortechnische Untersuchungen stellen eine mehr oder weniger willkürliche Abstraktion der tatsächlichen, äußerst komplexen Verhältnisse vor Ort dar (HOFFMANN & VIEDT 1998). Die Testbedingungen in Simulationstests, die häufig auf erste Screeningtests zur grundsätzlichen Abbaubarkeit der Schadstoffe folgen, sollten an die realen Bedingungen so gut wie möglich angepasst werden (BEEK et al. 2001). Wichtige **Feldbedingungen**, insbesondere Faktoren wie Heterogenität, Zusammensetzung der Mineralölkohlenwasserstoffe und variierende Bodenfeuchte, sind allerdings schwer zu simulieren (DAVIS et al. 2003). Zum Beispiel ist die Verteilung des Sickerwassers in der Bodenmatrix gekoppelt an die Einflüsse klimatischer Schwankungen, insbesondere der saisonalen Unterschiede in Niederschlagsmenge und Evapotranspiration. Über das Jahr verteilt nehmen so Konvektions-, Dispersions- und Diffusionstransport unterschiedliche Anteile im auf- und abwärts gerichteten Transport von Kontaminationen ein (GRIFOLL & COHEN 1996). Diese können in Laborversuchen jedoch nur schlecht simuliert werden bzw. erschweren durch eine weite Variabilität der Parameter eine Auswertung der Ergebnisse. In den durchgeführten Glassäulen- und Bodensäulenversuchen wurde aus diesem Grund eine regelmäßige Wasserzugabe mit kontinuierlich gleicher Menge durchgeführt.

Um die Ergebnisse von Laboruntersuchungen auf den technischen oder Feldmaßstab übertragen zu können, müssen außerdem die das *Upscaling* beeinflussenden **Faktoren** bekannt sein und mitberücksichtigt werden (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2000) Wie sich anhand der durchgeführten Versuche gezeigt hat, sind diese Faktoren je nach Versuchssystem unterschiedlich gewichtet. Böden zeichnen sich durch eine hohe **Varianz der physikalischen und chemischen Parameter** aus, wobei aufgrund der geogenen Bodenentstehung üblicherweise die vertikale Variabilität höher ist als die horizontale (KÄSTNER 2001). Wie sich am TL Schäferhof-Süd anhand der Bodenunterschiede zwischen dem Testfeld und dem unkontaminierten Vergleichsareal gezeigt hat, kann sich auch die frühere Nutzung und Bearbeitung eines Standortes nicht nur auf mögliche Kontaminationen, sondern auch auf andere Parameter (hier vor allem den Kalkgehalt im Boden) auswirken.

Eine grundlegende Voraussetzung für die Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus Laborversuchen auf die Verhältnisse vor Ort ist der Einsatz von Bodenmaterial vom betreffenden Schadensort (HOFFMANN & VIEDT 1998). Wurde dieser Voraussetzung mit den durchgeführten Versuchen zwar Rechnung getragen, so ist es abschließend betrachtet jedoch sehr schwierig, aufgrund der **inhomogenen Verteilung der Kontamination** im Boden von einer, wie weiter von HOFFMANN & VIEDT (1998) gefordert, möglichst repräsentativen Probe für den gesamten Standort oder Teilbereiche eines Standortes zu sprechen und weiter anhand dieser das reale Bioremediationspotenzial für diese Fläche abzuschätzen (HUPE et al. 1998b).

Für die Relevanz in der Praxis ist die Durchführung von Versuchen mit Bodenmaterial vom Standort gegenüber einer artifiziellen Dotierung mit Kontaminanten in jedem Fall zu bevorzugen. Der Vorteil einer Dotierung liegt in der Möglichkeit, gezielt Einzelkomponenten und deren Abbauverhalten untersuchen zu können. In verwitterten Kontaminationen ist jedoch die Abbaugeschwindigkeit aufgrund der geringeren Bioverfügbarkeit der Mineralölkohlenwasserstoffe oft vermindert (NEUMANN-HENSEL et al. 1999, MALINA & GROTENHUIS 2000).

Sehr hohe Abreicherungsraten, wie sie in den Batch-Versuchen erzielt wurden, stehen wahrscheinlich mit der optimalen Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, Feuchtigkeit, Sauerstoff und Nährstoffen in Zusammenhang (s. EGGERSTEDT-LEHMANN 2005). Durch das mechanische Aufschütteln der Proben während des Versuches wurden die Schadstoffe und die zugegebenen Nährstoffe immer wieder verteilt und damit für den Abbau verfügbarer gemacht. So lag die **Schadstoffminderung der stimulierten Varianten** in den Batch-Versuchen (15-30 mg kg^{-1} d^{-1}) zumeist 2-4-fach höher als in den Glassäulenversuchen (6-7 mg $kg^{-1}d^{-1}$), die zwar ebenso mit gestörtem Bodenmaterial, aber während der Versuchslaufzeit ohne mechanische Beeinflussung durchgeführt wurden. Für flüchtige organische Verbindungen konnten GAGANIS et al. (2004) zeigen, dass die in Säulenversuchen mit gestörtem Boden ermittelte Schadstoffminderung sehr gut mit den durch Modellierung berechneten Abbauraten im Feld übereinstimmten. Die reale Schadstoffminderung im Feldversuch wurde von den Autoren allerdings nicht nachgewiesen.

Bei den Kontrollansätzen ohne Nährstoffzugabe wurde in den Batch-Versuchen (4-8 mg kg^{-1} d^{-1}) hingegen eine ähnliche Schadstoffminderung nachgewiesen wie in den Glassäulenversuchen (4 mg kg^{-1} d^{-1}). Das heißt, dass auch mit einem etwas komplexer aufgebauten **Testsystem,** wie dem der Glassäulenversuche – bei denen im Gegensatz zu den Batch-Versuchen keine homogenen Versuchsbedingungen für den Bodenkörper vorliegen, sondern vor allem die Sickerwasserverteilung die Milieubedingungen und den Stofftransport bestimmt – ein vergleichbarer natürlicher Schadstoffabbau stattfindet. Daraus lässt sich weiterhin ableiten, dass, wie oben dargestellt, die bei den nährstoffoptimierten Glassäulenvarianten geringere Schadstoffminderung gegenüber den Batch-Versuchen vor allem auf eine eingeschränktere Verfügbarkeit der zugegebenen Nährstoffe zurückzuführen ist.

Für die Bodensäulenversuche können aufgrund der fehlenden Anfangsgehalte keine Aussagen zur genauen Höhe der **Schadstoffminderung** über die gesamte Tiefe der Säulen getroffen werden. Aber allein aufgrund **des ungestörten Bodenkörpers** und aufgrund der aus dem Alter der Kontamination resultierenden schlechteren Verfügbarkeit der Schadstoffe durch Festlegung in der Bodenmatrix ist sowohl in den Kontrollsäulen als auch in den pH-wert- und nitratoptimierten Bodensäulen von geringeren Abbauraten als in den Glassäulenversuchen auszugehen. Gegenüber den Feldversuchen kann hingegen in den Bodensäulen eine höhere Schadstoffminderung angenommen werden, da einerseits aufgrund der höheren Sickerwassermenge einer höhere Bioverfügbarkeit von Schadstoffen und Nährstoffen vorliegt und andererseits durch das gegenüber dem Feldmaßstab relativ kleine Bodensystem verstärkte Randeffekte auftreten. Die Ergebnisse der Top- und Basisproben bestätigen dies. GIDDA et al. (1999) führen höhere Abbauraten in Bodensäulen auch auf den Einfluss veränderter Kapillarkräfte zurück.

Am TL Schäferhof-Süd wurde im Testfeld für die dreijährige Versuchsdauer eine Schadstoffminderung von ca. 0,01 bis 1,2 mg kg^{-1} d^{-1} MKW berechnet, die allerdings aufgrund der

starken Inhomogenitäten in der Schadstoffverteilung nur als Näherungswert zu sehen ist. Eine insgesamt hohe Variabilität der Ergebnisse in allen Maßstäben führen auch DAVIS et al. (2003) auf kleinräumige Heterogenitäten zurück. Im Vergleich zu den nicht stimulierten Kontrollvarianten der Batch- und der Glassäulenversuche ergibt sich für das Testfeld rein rechnerisch eine bestenfalls 6-fach geringere, im schlechtesten Fall aber auch 400-fach geringere Schadstoffminderung. Bei den vorliegenden MKW-Gehalten in der ungesättigten Bodenzone (bis 10.000 mg kg^{-1} MKW) hat diese Schwankungsbreite selbstverständlich erhebliche Auswirkungen auf die anzunehmende Dauer des Schadstoffabbaus.

Mit steigendem Maßstab, wie hier für die Batch-, Glassäulen- und Feldversuche gezeigt, nimmt die Schadstoffminderung erwartungsgemäß stark ab. Zum gleichen Ergebnis kommen auch DAVIS et al. (2003) bei verschiedenen Batch-Tests und statischen Säulenversuchen, sodass nach den Autoren kleinmaßstäbige Versuche nicht unbedingt repräsentativ für den Feldmaßstab sind, auch wenn mit standorteigenem Bodenmaterial gearbeitet wurde. Für das TL Schäferhof-Süd heißt das, dass die Schadstoffabnahme von MKW, die in den Batch- und Glassäulenversuchen unter Nährstoffoptimierung erreicht wurden, eher das Potenzial der Schadstoffminderung darstellt und diese unter Feldbedingungen in deutlich geringerem Ausmaß zu erwarten ist.

Wie hoch der *Upscaling*-Faktor ist, hängt letztlich stark von der Art der Optimierungsmaßnahmen ab. WIBBE & BLANKE (1999) stellten bei MKW-Gehalten vergleichbar mit denen am TL Schäferhof-Süd durch Zugabe einer Nährstoffemulsion im Feldversuch lediglich eine 15-fach geringere Schadstoffminderung als im Laborversuch fest. Die damit auch im Feldmaßstab relativ hohe Schadstoffminderung, die innerhalb von drei Monaten zu Schadstoffgehalten < 500 mg kg^{-1} MKW führte, war allerdings unter anderem auf die mechanische Bearbeitung der oberen Bodenschicht zurückzuführen. Die mit der mechanischen Bearbeitung in Zusammenhang stehende Bioverfügbarkeit, war auch in den verschiedenen Versuchen mit den Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd ein entscheidender Faktor für höheren Schadstoffabbau. Für den natürlichen Schadstoffabbau in größeren Tiefen, in denen ohne größeren Aufwand eine mechanische Einflussnahme nicht möglich ist und als unerwünschter Nebeneffekt ein Zerstörung des Bodengefüges in Kauf genommen werden müsste, ist hingegen auch unter Optimierungsmaßnahmen immer eine deutlich geringere Schadstoffminderung anzunehmen, als die in Laborversuchen ermittelte. Die Beurteilung anderer abbaufördernder, nicht mechanischer Parameter ist demnach für ein *Upscaling* des Schadstoffabbaus in tieferen Bodenbereichen umso entscheidender. Die Diskrepanz, die sich zwischen den Ergebnissen aus Labor- und Feldversuchen ergibt, ist bei der Nutzung und Optimierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse demnach erheblich größer als bei der Untersuchung aktiver Sanierungsmaßnahmen.

Durch die Laborversuche hat sich die Annahme bestätigt, dass für eine **Verbesserung der natürlichen Abbaubedingungen** am TL Schäferhof-Süd in erster Linie eine gezielte Nährstoffversorgung und Anhebung des pH-Wertes im Boden anzustreben ist. Die Verteilung von Nährstoffen im Boden stellte in allen Versuchsmaßstäben aufgrund ihrer hohen Löslichkeit in der Regel kein Problem dar. Vielmehr ist bei Anhebung des C:N:P-Verhältnisses darauf zu achten, dass eine schädliche Verunreinigung des abstromigen Grundwassers durch den Austrag nicht vollständig gezehrten Nitrats, Ammoniums oder Phosphats ausgeschlossen wird. Die Glassäulen- und Bodensäulenversuche haben die teilweise geringe Festlegung von Ammonium und Nitrat und dessen schnelle Auswaschung mit dem Sickerwasser gezeigt, ein

Aspekt der bei der Stimulierung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse im Feldmaßstab berücksichtigt werden muss. Bei einer möglichen Infiltration von Nährstoffen über Verrieselung, Lanzen oder Pegel (s. Kap. 5.1) sollten deshalb bereits die zuzugebenden Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen nicht höher als die Grenzwerte gewählt werden und der potenzielle Austrag durch ein Grundwasser-Monitoring kontrolliert werden. Die **optimale Nitratkonzentration** wird in der Sanierungspraxis häufig so über das Grundwasser eingestellt, dass keine Konzentrationen über den Grenzwerten nachweisbar sind (HELD 1994). Die In-situ-Kontrolle möglicher Nitratauswaschung direkt im Austragspfad Sickerwasser mittels Saugkerzen ist nach den Ergebnissen der Feldversuche vom TL Schäferhof-Süd in MKW-kontaminierten Böden aufgrund von fehlerträchtigen Befunden kritisch zu sehen.

Für die **Addition von Phosphat** hingegen ist aufgrund der in den Glassäulen- und Bodensäulenversuchen beobachten Ausfällungen des zugegebenen Phosphats in schlecht löslichen Verbindungen und der Festlegung im Boden auch bei hohen Konzentrationen der Additionslösungen kaum eine Gefahr für das Grundwasser am TL Schäferhof-Süd zu befürchten. Eine Kontrolle des Phosphataustrages sollte trotzdem über ein Grundwasser-Monitoring erfolgen. Die derzeitigen Phosphatkonzentrationen im Grundwasser liegen konstant unter 1 mg l^{-1}, sodass ein Phosphateintrag aus Optimierungsmaßnahmen registriert werden kann.

Während Ammonium als gut verfügbarer Nährstoff gilt, kommt unter Sauerstoffmangel Nitrat neben der Funktion als Nährstoff gleichzeitig die Rolle als **alternativer Elektronenakzeptor** zu. Für den Schadstoffabbau im hochbelasteten Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone ist daher der Einsatz von Nitrat zu bevorzugen. Wie das Grundwasser-Monitoring am TL Schäferhof-Süd gezeigt hat, wird das im Anstrom eingetragene Nitrat durch denitrifizierenden Schadstoffabbau stark gezehrt. Zusätzlich lokal ins Grundwasser eingetragenes Nitrat könnte demnach zum mikrobiellen Schadstoffabbau beitragen. Für die Düngung des Bodens schlägt die LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1991) für oberflächennahe Schadstoffverunreinigungen bis in ca. 2 m u. GOK eine Zugabe von Nährsalzen an der Bodenoberfläche, darunter den Einbau eines Infiltrationssystems vor.

Bei der **pH-Optimierung** hat sich erst durch die Säulenversuche eine Limitierung aufgezeigt, die in der Umsetzung einfacher Laborversuche auf das natürliche Bodensystem bestehen könnte. Während in den Batch-Versuchen die pH-Werte in den Bodenproben problemlos angehoben werden konnten, wirkten sich die gleichen Puffersubstanzen in den Säulenversuchen nur sehr oberflächennah aus. Für die gewünschte pH-Optimierung am TL Schäferhof-Süd sind daher die gleichen Probleme zu erwarten. Insbesondere in den Bodenbereichen mit den höchsten Schadstoffgehalten ist ein artifizielle Anhebung des pH-Wertes nur schwer möglich. Selbst der Einsatz von Infiltrationslanzen würde lediglich sehr lokal eine Optimierung des pH-Wertes bewirken.

Die geeignete **Auswahl eines Testsystems** kann Erkenntnisse bringen, die zumindest eine Abschätzung des Abbaupotenzials ermöglichen. Gezielte Laborversuche können darüber hinaus wichtige Hinweise auf mögliche Strategien zur Stimulierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse liefern. Anhand der durchgeführten Versuche hat sich jedoch gezeigt, dass es mit steigendem Maßstab und mit weiterer Annäherung an natürliche Bedingungen immer schwerer wird, den Schadstoffabbau, der in kleinmaßstäbigen Laborversuchen erreicht wurde, auch im Feldmaßstab zu erhalten. Die im Labor einstellbaren Bedingungen für den optimalen Schadstoffabbau sind in der Praxis wahrscheinlich nicht zu erreichen (DOTT & STEIOF 1995).

Für die Entscheidung, anhand welcher Versuche Aussagen zur Abschätzung der natürlichen oder stimulierten Abbauprozesse im Boden getroffen werden sollen, müssen die **Möglichkeiten und Grenzen**, die in den verschieden skalierten Testsystemen liegen, berücksichtigt werden. Mittels Batch-Versuchen kann das grundsätzliche Potenzial des Bodens für eine natürliche Schadstoffminderung und mögliche Optimierungsmaßnahmen (Wassergehalt, pH-Wert, Nährstoffe, Elektronenakzeptoren etc.) geprüft werden. Erst ein Perkolationssäulenversuch erlaubt jedoch Aussagen zu Schadstoffverlagerung und -auswaschung sowie zur Wirksamkeit von Stimulierungsmaßnahmen in Abhängigkeit von der Bodentiefe zu treffen. Ungestörte Bodensäulen kommen dabei den natürlichen Bedingungen näher als in Säulen eingebaute gestörte Bodenproben, erfordern jedoch einen höheren Aufwand. Um die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse sowie die Wirksamkeit von Optimierungsmaßnahmen unter realistischen Bedingungen zu erfassen, ist letztlich ein Feldversuch unabdingbar. Die Grenzen von Feldversuchen liegen vor allem im Beprobungsraster im Boden, in der Auswahl und Anzahl von Messstellen (Bodenluft, Grundwasser) für die Beurteilung möglicher Austragspfade und den Beprobungsterminen des Monitorings. Ein Problem, das sich bisher auch für In-situ-Sanierungen gestellt hat, ist der Kosten- und Zeitfaktor, der im Falle der Nutzung und Optimierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse aufgrund einer anzunehmend langen Versuchsdauer als noch gravierender einzuschätzen ist.

5 Ausblick

Aus den vorhergehend diskutierten Ergebnissen ergeben sich verschiedene Handlungsoptionen für den zukünftige Umgang mit der Liegenschaft TL Schäferhof-Süd, insbesondere den Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation, die hier unabhängig von den Kosten, ihrer Umsetzbarkeit und einem möglicherweise kurzfristigen Nutzungsplan für das ehemalige Tanklager vorgestellt werden. Darüber hinaus resultieren aus den Labor- und Technikumsuntersuchungen weitere Fragestellungen insbesondere zur Abschätzung des Abbaupotenzials, möglicher Strategien zur Stimulierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse und der Übertragbarkeit kleinmaßstäbiger Versuche auf den Feldmaßstab.

5.1 Handlungsoptionen am TL Schäferhof-Süd

Durch die Feldversuche am TL Schäferhof-Süd wurden umfangreiche Erkenntnisse gewonnen, die zum Verständnis der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone beigetragen haben. Insbesondere anhand der Boden- und der Bodenluftdaten konnte der mikrobielle Schadstoffabbau von MKW und BTEX nachgewiesen werden. Unter derzeitigen Bedingungen muss aber davon ausgegangen werden, dass die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse am Standort für sich genommen nicht ausreichen, um kurzfristig eine Dekontamination hoch kontaminierter Bodenbereiche wie die der ehemaligen Dieselabfüllstation zu erreichen. In Teilbereichen des Standortes mit geringeren Schadstoffgehalten im Boden (kontaminiertes Vergleichsareal) kann hingegen mit einem ausreichenden natürlichen Schadstoffabbau gerechnet werden. Inwiefern sich zukünftige natürliche Veränderungen im Bodenmilieu (insbesondere eine pH-Erhöhung) so positiv auf den mikrobiellen Schadstoffabbau auswirken, dass der natürliche Abbau und Rückhalt von MKW, BTEX und Alkylbenzolen auch für höher kontaminierte Bodenbereiche als eine Handlungsoption zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen in einem überschaubaren Zeitraum und damit als Voraussetzung für eine künftige Verwertung des Standortes gesehen werden kann, müsste anhand weiterer Untersuchungen zum Beispiel an den bestehenden Bodenluft- und Grundwasserpegeln abgeschätzt werden. Die Ausnutzung der natürlichen Abbauprozesse würde in jedem Fall hohe Anforderungen an die Überwachung stellen (vgl. TOTSCHE et al. 2003b).

Ein kontrollierter natürlicher Schadstoffabbau und -rückhalt bildet am TL Schäferhof-Süd demnach nur dann eine Alternative zu aktiven Sanierungsmaßnahmen so lange keine Nutzungsänderung des Standortes vorgesehen ist. Die durchgeführten Batch- und Glassäulenversuche haben gezeigt, dass eine Optimierung der Milieubedingungen den mikrobiologischen Abbau fördern kann und die Abbaugeschwindigkeit deutlich erhöht. Das *Upscaling* vom Labor- zum Technikumsmaßstab hat allerdings auch verdeutlicht, wo die Grenzen möglicher Optimierungsmaßnahmen liegen werden.

Technische Maßnahmen, die bisher in der biologischen **In-situ-Sanierung** Anwendung finden, bieten sich auch für die praktische Umsetzung der Verstärkung, Beschleunigung und Optimierung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse (*Enhanced Natural Attenuation*) am Standort TL Schäferhof-Süd an. Dabei sollten, im Gegensatz zu aufwendigen Sanierungsmaßnahmen, mit einfachen technischen Mitteln die physikalischen und chemischen

Bedingungen für den Schadstoffabbau im weitestgehend ungestörten Bodensystem verändert werden (WARRELMANN 2001).

Als mögliche Maßnahmen könnten für die ungesättigte Bodenzone Infiltrations- und Belüftungsverfahren und oberflächennah die Phytoremediation genutzt werden. Bei **Infiltrationsverfahren** werden über Verrieselung, Lanzen und Pegel Additive (Nährstoffe, Co-Substrate, Elektronenakzeptoren, Puffersubstanzen) in den Boden eingebracht, die geeignet sind, den biologischen Abbau zu stimulieren oder den Schadstoffabbau limitierende Faktoren aufzuheben (WARRELMANN 2001). Entscheidend für den Erfolg von Infiltrationsverfahren ist eine möglichst homogene Verteilung der Additive. Die technisch einfachste und kostengünstigste Maßnahme am TL Schäferhof-Süd wäre eine **Verrieselung** von Puffersubstanzen, Elektronenakzeptoren und Nährstoffen an der Bodenoberfläche. Während bei leichtlöslichen Nährstoffen und Elektronenakzeptoren (Nitrat) im Laufe der Zeit eine Verteilung im Boden (auch bis in größere Tiefen) zu erwarten ist, kann nach den Ergebnissen für kalkhaltige Puffersubstanzen nur mit einer oberflächennahen Wirkung gerechnet werden. Das würde bedeuten, dass die Additive in den tieferen Bodenbereichen, wo die höchsten Schadstoffgehalte im Boden vorliegen, nicht wirksam wären. Auch eine mechanische Einarbeitung der Additive, die gleichzeitig eine Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse bewirken würde, würde selbst mit geeigneten Geräten eine maximale Tiefe von 60-80 cm u. GOK erreichen. Neben den positiven Effekten einer entsprechenden **mechanischen Maßnahme** müsste dabei die potenzielle Emission leichtflüchtiger Mineralölkohlenwasserstoffe in die Atmosphäre berücksichtigt werden (HOFFMANN & VIEDT 1998), die - wie in den Batch-Versuchen und oberflächennah in den Säulenversuchen beobachtet - trotz des Alters der Kontamination nicht unerheblich sein könnte.

Mit etwas höherem technischen Aufwand könnten im Kontaminationsherd (Testfeld) mittels einzelner **Lanzen** und **Pegel** oder miteinander verbundener tiefenverstellbarer **Filterrohre** Additive abschnittsweise in die tiefere ungesättigte Bodenzone infiltriert werden. Der Wirkungsbereich dieser Maßnahme ist in der Regel relativ klein (WARRELMANN 2001). Für lokalisierte Kontaminationsschwerpunkte, wie die der ehemaligen Dieselabfüllstation am TL Schäferhof-Süd, ist das Risiko einer lediglich partiellen Dekontamination bei Einsatz ausreichender Infiltrationspunkte aber sehr gering.

Bei der Mineralisierung von MKW dominiert der aerobe Abbau mit Sauerstoff als Elektronenakzeptor aufgrund seiner höheren Umsatzrate gegenüber anaeroben Abbauprozessen (GELLER 2001). Die Bodenluftuntersuchungen am TL Schäferhof-Süd geben Hinweise darauf, dass im Testfeld teilweise eine Sauerstofflimitierung vorliegt. Belüftungsverfahren (Bioventing), die Zugabe von gelöstem **Sauerstoff** oder so genannte Oxygen Release Compounds (ORC®), die durch Zerfall zu einer Freisetzung von Sauerstoff führen (WARRELMANN 2001), könnten weitere Möglichkeiten der aktiven Stimulierung der natürlichen Abbauprozesse sein. Auch die Diffusion natürlich gelösten Sauerstoffs von der Infiltrationslösung in die Bodenmatrix kann bereits die Effektivität von natürlichen Abbauprozessen von MKW erhöhen (HUESEMANN & TRUEX 1996). Die hohen Unterschiede in der Schadstoffminderung, die zwischen den aeroben und anaeroben Varianten der Batch-Versuche nachgewiesen wurden, demonstrieren die Bedeutung des Sauerstoffgehaltes. Bei der biologischen Sanierung hat sich die gleichzeitige Dosierung von Sauerstoff und Nitrat bewährt (SIEBER 1997), da bereits aerob teiloxidierte MKW bei sinkendem Sauerstoffbudget auch anaerob sehr gut mit Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor abgebaut werden.

Als weitere unterstützende Maßnahme kommt die gezielte Bepflanzung der kontaminierten Flächen am Standort in Frage. Bei der so genannten **Phytoremediation** werden höhere, schnell wachsende Pflanzen (Bäume, Sträucher, Gräser, krautige Pflanzen) zur Dekontamination oberflächennaher Bodenverunreinigungen eingesetzt (WARRELMANN 2001). Bei organischen Schadstoffen steht der Effekt der Rhizosphären-Degradation im Bereich der Wurzelzone für den Schadstoffabbau im Vordergrund. Die mikrobiellen Abbauprozesse werden dabei entweder durch die in den Wurzelexudaten vorhandenen Enzyme (FENT 2003, KÖRDEL et al. 1999) oder durch vergesellschaftete Bodenbakterien, Bodenpilze oder Mykorrhizapilze angeregt. Gleichzeitig nehmen Bepflanzungen Einfluss auf den Wasserhaushalt im Boden und damit auf die Schadstoffausbreitung und -verteilung mit dem Sickerwasser. Durch den Anstieg organischer Substanzen im Boden ist zusätzlich von einer verstärkten Sorption der Schadstoffe an Humusbestandteilen auszugehen. Für die leichtflüchtigen Schadstoffe kann durch eine Bepflanzung im Allgemeinen die Verflüchtigung in die Atmosphäre eingeschränkt werden. Es ist anzunehmen, dass dieser positive Effekt gegenüber einer nicht auszuschließenden Emission von leichtflüchtigen Schadstoffen über die Transpirationsprozesse der Pflanze (Phytovolatilisation) überwiegt (vgl. BAEDER-BEDERSKI et al. 1999). In Laborversuchen mit kontaminierten Böden hat der Einsatz mykorrhizierter Kiefern entscheidend zum mikrobiellen Abbau von MKW beigetragen (EGGERSTEDT-LEHMANN 2005). Kiefern bilden neben krautartigen Pflanzen den überwiegenden Bestand an Pioniergehölzen am TL Schäferhof-Süd. Da bisher nur geringe Erfahrungen mit dem Einsatz von Pflanzen zur Dekontamination MKW- und BTEX-belasteter Standorte bestehen, bieten sich die Testflächen des TL Schäferhof-Süd aufgrund der guten Datenlage (Schadstoffverteilung, Bodeneigenschaften, physikochemische und biologische Parameter) für zukünftige Forschungsprojekte an.

Hier diskutierte punktuelle Maßnahmen im Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation sind jedoch nur im Rahmen eines **Sanierungs- und Nutzungskonzeptes** für größere Teile des Standortes sinnvoll, das allerdings eine weitere Erkundung der Kontaminationsschwerpunkte und eine Gefährdungsabschätzung erfordern würde. Für die gezielte Nutzung der natürlichen Abbauprozesse als "Sanierungsstrategie" besitzt der mikrobielle Schadstoffumsatz als irreversibler Dekontaminationsprozess die entscheidende Bedeutung. Inwieweit jedoch auch eine anteilige Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone infolge der Auswaschung mit dem Sickerwasser oder der Ausgasung leichtflüchtiger Schadstoffe an der Bodenoberfläche zur Erreichung von Sanierungszielen hingenommen werden kann, müsste gegebenenfalls von den zuständigen Behörden unter Berücksichtigung des Gefahrenpotenzials für relevante Schutzgüter sorgfältig geprüft werden. Eine weiterhin eingeschränkte Nutzung des Standortes unter definierten Rahmenbedingungen ist in jedem Fall wahrscheinlich (UMWELTBUNDESAMT 1997), da nicht absehbar ist, ob sich selbst mit erheblichem finanziellen und zeitlichen Aufwand das Gelände oder Teilbereiche in einen Zustand versetzen ließen, der eine weiter reichende Nutzung zuließe.

5.2 Weiterer Forschungsbedarf

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens zum natürlichen Schadstoffabbau und -rückhalt in der ungesättigten Bodenzone durchgeführte Literaturrecherche (HETTWER et al. 2004) hat aufgezeigt, dass für das Verständnis der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone nach wie vor erheblicher Forschungsbedarf besteht. Zwar liegt mittlerweile eine Reihe von Untersuchungen zum mikrobiellen Schadstoffabbau von MKW und BTEX im Labor- und Technikumsmaßstab vor aber nur wenige für den Feldmaßstab. Um die am TL Schäferhof-Süd beobachteten Prozesse und die daraus abgeleiteten Interpretationen abzusichern und einzuschätzen, wäre ein weiter reichender Vergleich mit Referenzprojekten, die auch die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone erfassen, sehr zweckmäßig. Die Ergebnisse vom TL Schäferhof-Süd sind bereits in eine 'Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone' (WARRELMANN et al. 2006) eingeflossen, sodass sie für **vergleichbare Fallgestaltungen** nutzbar sind. Das dort vorgestellte Standortuntersuchungsprogramm ist jedoch sehr auf die bisher erforschten Verhältnisse am TL Schäferhof-Süd zugeschnitten. Insbesondere der natürliche Abbau- und Rückhalt von MKW und BTEX in weiteren Bodentypen und unter anderen Milieubedingungen und hydrogeologischen Verhältnissen wäre daher für eine gezielte Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der Sanierungspraxis von großem Interesse.

Durch die Untersuchungen am TL Schäferhof-Süd hat sich weiterhin gezeigt, wie wichtig die gleichzeitige Betrachtung aller beteiligten Kompartimente ist, um die in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone ablaufenden Prozesse beurteilen zu können. Bislang findet eine solche übergreifende Betrachtung der ungesättigten und gesättigten Bodenzone noch wenig Eingang in die Fachdiskussionen über natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Eine Vielzahl von Forschungsprojekten beschäftigt sich ausschließlich mit der Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in Schadstofffahnen (FÖRDERSCHWERPUNKT KORA 2003). Bei noch vorliegenden Schadensherden in der ungesättigten Bodenzone werden diese häufig nur unter dem Aspekt des Eintragspfades für die Schadstoffe ins Grundwasser betrachtet (u.a. LABO 2005). An kontaminierten Standorten nehmen aber die **Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone** insbesondere im Grundwasserschwankungsbereich großen Einfluss auf den natürlichen Abbau und Rückhalt von Schadstoffen. Steigende oder fallende Grundwasserstände führen nicht nur in der gesättigten Bodenzone, sondern auch im Übergangsbereich zur ungesättigten Bodenzone zu temporären Veränderungen des Wassergehaltes im Boden, des Luftporenraumes und der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, Elektronenakzeptoren und Nährstoffen (WARRELMANN et al. 2006). Bei den Felduntersuchungen am TL Schäferhof-Süd hat sich anhand des selektiven Abbaus der n-Alkane im Kapillarsaum eine mögliche Auswirkung wechselnder Grundwasserstände gezeigt, die bereits auch von anderen Autoren beschrieben wurde. Ob es sich bei diesem Effekt um Einflüsse der unterschiedlichen Wassergehalte oder der wechselnd anaeroben/aeroben Verhältnisse handelt, ist bislang nicht abschließend geklärt.

Durch die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen haben sich die Schwierigkeiten bestätigt, die in einem ***Upscaling*** des mikrobiologischen Schadstoffabbaus von Laborversuchen auf den Feldmaßstab liegen (vgl. DOTT & STEIOFF 1995). Zwar geben u.a.

DECHEMA (1992) und KÄSTNER (2001) Hinweise zur Abschätzung der prinzipiellen mikrobiologischen Sanierbarkeit anhand von einfachen Abbauversuchen im Labor und verweisen auf die Erfassung von Abbaukinetiken bei praxisnahen Abbauversuchen in Perkolationssäulen, eine quantitative Bewertung der Ergebnissen in Bezug auf ein *Upscaling* wird aber nicht vorgenommen. Die Erarbeitung standardisierter Methoden, die weniger die biologische Bodensanierung, sondern die Abschätzung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse und möglicher Optimierungsmaßnahmen in den Vordergrund stellt, wäre sicherlich ein wichtiger Schritt für eine erste Beurteilung des Abbaupotenzials an einem Standort anhand kleinmaßstäbiger Laborversuche. Ein Beitrag zur standardisierten Vorgehensweise bei der Abschätzung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials ist die Sickerwasserprognose anhand von Säulenversuchen. Die Eignungsprüfung von Säulenversuchen für MKW-kontaminierte Böden steht allerdings noch aus (BAYERISCHES LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT & BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2002, LABO 2003).

In den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Säulenversuchen mit gestörten und ungestörten Bodenproben war die Optimierung des Bodenmilieus, insbesondere die Anhebung des pH-Wertes, durch die Verteilung der Additive im Bodenkörper begrenzt. Die Weiterentwicklung von Optimierungsstrategien im Hinblick auf eine Anwendung unter Feldbedingungen und unter möglichst geringer Beeinflussung der natürlichen Bodeneigenschaften könnte Wege zur Einbeziehung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in die **Sanierungspraxis** öffnen.

6 Zusammenfassung

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und die aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und die Xylol-Isomere (BTEX) sind auf militärischen wie zivilen Altlastenstandorten weit verbreitete Kontaminanten, die ein erhebliches Gefährdungspotenzial für Boden und Grundwasser darstellen. In den letzten Jahren sind die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse (*Natural Attenuation* - NA), insbesondere von **Kontaminanten** wie **MKW** und **BTEX**, für die ein mikrobieller Abbau nachgewiesen ist, mehr und mehr ins Blickfeld des Interesses gerückt. Die Wirkungsweise dieser natürlichen Schadstoffminderung in der wasserungesättigten Bodenzone ist jedoch noch wenig erforscht oder bezieht sich auf Laborversuche, bei denen die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Feldbedingungen nicht geklärt ist.

In der vorliegenden Arbeit wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes ein umfangreiches Untersuchungsprogramm zum Nachweis der **natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone** auf einem Modellstandort durchgeführt. Der Einfluss des Bodenmilieus auf die natürliche Schadstoffminderung und mögliche Strategien zur Stimulierung mikrobieller Abbauprozesse (*Enhanced Natural Attenuation* – ENA) wurden darüber hinaus in Labor- und Technikumsversuchen untersucht.

Auf der seit 1976 ungenutzten militärischen Liegenschaft Tanklager (TL) Schäferhof-Süd bei Nienburg/Weser wurden als geeignetes Testfeld der Bereich einer rückgebauten Dieselabfüllstation sowie ein geringer kontaminiertes und ein unkontaminiertes Vergleichsareal ausgewählt. Im Abstand von drei Jahren wurden Bodenuntersuchungen bis in eine Tiefe von 6-8 m u. GOK durchgeführt. Im Testfeld lag eine horizontal und vertikal stark inhomogene **Schadstoffverteilung** im Boden vor. In der ungesättigten Bodenzone (0-4 m u. GOK) wurden bis zu 10.000 mg kg^{-1} MKW, 41 mg kg^{-1} BTEX und 76 mg kg^{-1} Alkylbenzole nachgewiesen, das Maximum der Schadstoffgehalte befand sich jedoch im Kapillarsaum bzw. in der gesättigten Bodenzone (4-6 m Tiefe). Das Spektrum der MKW-Verbindungen im Testfeld (C_9 bis maximal C_{26}) belegt, dass es sich um eine leicht verwitterte Kontamination mit Dieselkraftstoffen handelt. Im Gegensatz zur ungesättigten Bodenzone wurden im Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone iso-Alkane, aber keine n-Alkane bestimmt. Dies zeigt den selektiven Abbau von n-Alkanen unter zumindest zeitweise anaeroben Bedingungen. Durch die Kontamination im Bereich des Testfeldes war der Grundwasserabstrom erheblich mit BTEX-Aromaten belastet.

In der dreijährigen Projektlaufzeit ist es im Testfeld partiell zu einer **Schadstoffabnahme** gekommen. Im Kapillarsaum hingegen blieben die Schadstoffgehalte unverändert hoch. Aufgrund der inhomogenen Verteilung der Kontaminanten im Boden wurde die Schadstoffabnahme von MKW und BTEX nicht über die gesamte Fläche des Testfeldes nachgewiesen. Welcher Anteil der Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone durch mikrobielle Abbauprozesse, durch die Volatilisierung leichtflüchtiger Verbindungen oder durch die Auswaschung mit dem Sickerwasser erreicht wird, konnte anhand der Felduntersuchungen nicht differenziert werden. Der mikrobielle Abbau von BTEX, Alkylbenzolen und kurzkettigen n-Alkanen im Boden wird aber durch die **Bodenluftdaten** belegt. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurde im Testfeld eine Abnahme der Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft bei fast vollständiger Sauerstoffzehrung (< 0,1 Vol. %) und hoher Kohlendioxidproduktion (8-19 Vol. %) festgestellt. Aufgrund des noch vorhandenen Schadstoffreservoirs im Boden wurde kontinuierlich Sauerstoff als Elektronenakzeptor für den mikrobiellen Abbau

verbraucht. Im geringer kontaminierten Vergleichsareal dagegen wurde eine Abnahme der Schadstoffgehalte bei gleichzeitiger Sauerstoffzunahme (bis 6,5 Vol. %) gemessen. Aufgrund der zurückgehenden Schadstoffmengen im Boden – von 400 mg kg^{-1} MKW auf < 100 mg kg^{-1} MKW – nimmt hier die Sauerstoffzehrung langsam ab. Das Bodenluft- und das Grundwasser-Monitoring stellten eine wichtige Basis zur Beurteilung der Effektivität der natürlichen Abbauprozesse am Standort dar. Im **Sickerwasser-Monitoring** mittels Saugkerzen wurden hingegen erhebliche Minderbefunde bei den Schadstoffkonzentrationen und eine Beeinflussung der hydrochemischen Parameter durch die Probennahmetechnik beobachtet.

Der am Standort vorliegende Sandboden war durch Nährstoffarmut, einen niedrigen pH-Wert (pH 4,5-5,5) und eine insgesamt geringe mikrobielle Aktivität (Bodenatmung) geprägt. Die **Nitratgehalte** im Boden und im Sickerwasser deuteten im Testfeld auf eine vollständige Nitratzehrung ab 2 m Bodentiefe hin. Die **pH-Werte** im Testfeld stiegen während der dreijährigen Projektlaufzeit durchschnittlich um 0,5 und im geringer kontaminierten Vergleichsareal um 1,5 pH-Einheiten an. Aufgrund der bis vor Projektbeginn ständigen Versiegelung der beiden Flächen (Gebäude bis 1995, danach durch Folie bis Ende 2000 abgedeckt) hat sich erst langsam eine Verbesserung der natürlichen Bodenverhältnisse eingestellt. Eine weitere Verschiebung des pH-Wertes ins neutrale Milieu, wie sie während der Versuchslaufzeit beobachtet wurde, könnte sich in Zukunft positiv auf den mikrobiellen Schadstoffabbau im Testfeld auswirken.

Aus den Ergebnissen der Felduntersuchungen kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass der Schadstoffverteilung, dem Bodenmilieu (Sauerstoffgehalt, Nährstoffe, pH-Wert) und dem Wassergehalt im Boden (Sickerwassermenge) **Schlüsselfunktionen** beim natürlichen Schadstoffabbau und -rückhalt in der ungesättigten Bodenzone zukommen. Für das TL Schäferhof-Süd muss unter den derzeitigen Bedingungen davon ausgegangen werden, dass die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse nicht ausreichen, um kurzfristig eine Dekontamination des Untergrundes, insbesondere in den hoch belasteten Bereichen, zu erreichen. Eine aktive Einflussnahme auf das Bodenmilieu könnte aber den mikrobiellen Abbau von MKW und BTEX fördern.

Die Labor- und Technikumsversuche haben gezeigt, dass eine **pH-Optimierung** in den Böden vom TL Schäferhof-Süd grundsätzlich durch den Einsatz eines Mischpuffers aus Calciumkarbonat und Calciumhydroxid möglich ist. In Batch-Versuchen (Laborflaschen), in denen die Additive homogen in den Bodenproben verteilt wurden, konnte der pH-Wert im Boden von pH 4,6 auf pH 7 angehoben werden. In den durchgeführten Glassäulen- und Bodensäulenversuchen zeigte sich hingegen, dass der Mischpuffer bei oberflächlicher Zugabe nur bis maximal 20-30 cm Tiefe wirksam war. Für mögliche Stimulierungsmaßnahmen am TL Schäferhof-Süd ist eine Kalkung des Oberbodens somit nicht ausreichend, um den pH-Wert bis in tiefere Bodenbereiche anzuheben. Selbst der Einsatz von Infiltrationslanzen würde wahrscheinlich nur zu einer lokal begrenzten pH-Optimierung führen.

Aus den Versuchen zur **Optimierung der Nährstoffverhältnisse** kann gefolgert werden, dass eine Aufhebung des Nährstoffmangels in den Böden vom TL Schäferhof-Süd zu einem erhöhtem Schadstoffabbau führt. Unter aeroben Bedingungen konnte durch Addition von Nitrat und/oder Ammonium sowie Phosphat im C:N:P-Verhältnis von 100:5:1 oder 100:5:2 eine signifikant höhere Schadstoffminderung als in den Kontrollproben erreicht werden. Die mikrobielle Aktivität hing jedoch von den Stickstoffquellen (Ammonium, Nitrat) und den Mi-

lieubedingungen (aerob/anaerob, Wassergehalt) ab. Die Wirkung der Phosphataddition war durch Ausfällung von unlöslichen Phosphaten im Boden stark eingeschränkt. Untersuchungen zur Auswaschung der zugesetzten Nährstoffe ergaben, dass trotz Nährstofflimitierung im Boden Ammonium und Nitrat teilweise in hohen Konzentrationen mit dem Sickerwasser ausgetragen wurden. Dagegen wurde kein Phosphat im Sickerwasser nachgewiesen.

Beim ***Upscaling*** der im Labor und Technikum gewonnenen Ergebnisse auf den Feldmaßstab müssen die Möglichkeiten und Grenzen der verschieden skalierten Testsysteme berücksichtigt werden. In Batch-Versuchen mit gestörten und regelmäßig durchmischten Bodenproben kann vor allem das Potenzial des Bodens für die natürliche Schadstoffminderung und mögliche Optimierungsmaßnahmen geprüft werden. Der Einsatz möglichst repräsentativer Proben vom Schadensort stellt dabei eine wichtige Voraussetzung für die spätere Übertragbarkeit der Ergebnisse dar. Erst Säulenversuche erlauben jedoch Aussagen zur Schadstoffverlagerung und -auswaschung sowie zur Wirksamkeit von Stimulierungsmaßnahmen in Abhängigkeit von der Bodentiefe. Ungestörte Bodensäulen kommen dabei den natürlichen Boden- und Milieubedingungen, der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe und den mikrobiellen Abbauprozessen näher als Glassäulenversuche mit gestörtem Bodenmaterial, erfordern jedoch einen höheren Aufwand. Lediglich Feldversuche erlauben eine realistische Abschätzung oder Quantifizierung der Schadstoffminderung an einem Standort. Die Grenzen von Feldversuchen liegen vor allem im Beprobungsraster im Boden, der Auswahl von Messstellen (Bodenluft, Grundwasser) und der Versuchslaufzeit.

Für das Verständnis der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone wurden in der vorliegenden Arbeit in verschiedenen Untersuchungsmaßstäben wichtige Erkenntnisse gewonnen, es besteht jedoch nach wie vor erheblicher **Forschungsbedarf.** Um die am TL Schäferhof-Süd und in den Labor- und Technikumsversuchen beobachteten Prozesse auf andere Standortgegebenheiten übertragen zu können, wären weitere Referenzprojekte im Feldmaßstab sowie Untersuchungen zum *Upscaling* sinnvoll.

7 Literaturverzeichnis

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart, 392 S.

AGEL, A. & LÖBEL, E. (1999): Entscheidungsgrundlagen für Sicherungs- und Sanierungskonzepte für militärische Tanklager, Band 1 - Forschungsbericht 297 34 831. Durchführende Institution: ALSTOM Environmental Consult GmbH, Stuttgart. **In:** UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Berlin, 81 S., Anh.

AGGARWAL, P.K., MEANS, J.L. & HINCHEE, R.E. (1991): Formulation of Nutrient Solutions for In Situ Biodegradation. **In:** HINCHEE, R.E., OLFENBUTTEL, R.: In Situ Bioreclamation: 51-67.

AHL, CHR., BECKER, K.W., JÖRGENSEN, R.G., KLAGES, F.-W. & WILDHAGEN, H. (1996): Aspekte und Grundlagen der Bodenkunde. 25. Aufl., Eigenverlag Institut für Bodenwissenschaften, Göttingen, 304 S.

ALEXANDER, M. (1999): Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, London, 453 S.

ALLEN-KING, R.M., BARKER, J.F., GILHAM, R.W. & JENSEN, B.K. (1994a): Substrate- and Nutrient-limited Toluene Biotransformation. *Environ. Tox. & Chem.* **13** (5): 693-705.

ALLEN-KING, R.M., O LEARY, K.E., GILLHAM, R.W. & BARKER, J.F. (1994b): Limitations on the Biodegradation Rate of Dissolved BTEX in a Natural, Unsaturated, Sandy Soil; Evidence from Field and Laboratory Experiments. **In:** HINCHEE, R.E. (Hrsg.): Hydrocarbon Bioremediation. *Bioremediation* **2** (2): 175-191.

ALLEN-KING, R.M., GILHAM, R.W., BARKER, J.F. & SUDICKY, E.A. (1996): Fate of Dissolved Toluene During Steady Infiltration through Unsaturated Soil: II. Biotransformation under Nutrient-limited Conditions. *J. Environ. Qual.* **25**: 287-295.

ALTMANN, B.R. (1993): Mobilitäts- und Transportverhalten von Mineralölen in Böden. **In:** DECHEMA GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E.V. (Hrsg.), 10. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz: Bewertung und Sanierung mineralöl-kontaminierter Böden, Frankfurt/M.: 516-522.

ASHLEY, R.P., LERNER, D.N. & LLOYD, J.W. (1994): Distribution and Degradation of Diesel Oil in the Unsaturated Zone Following an Oil Spill on a Chalk Aquifer. *J. Hydrol.* **159** (1-4): 43-59.

ASTM (2004): Standard Guide for Remediation of Ground Water by Natural Attenuation at Petroleum Release Sites. E-1943-98. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, Pennsylvania.

ATLAS, R. M. & CERNIGLIA, C. E. (1995): Bioremediation of Petroleum Pollutants. *Bioscience* **45:** 332-338.

BAEDER-BEDERSKI, O., KUSCHk, P. & STOTTMEISTER, U. (1999): Phytovolatilization of Organic Contaminants. **In:** HEIDEN, S., ERB, R., WARRELMANN, J. & DIERSTEIN, R.: Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand-Anwendungen-Perspektiven. *Initiativen zum Umweltschutz* **12**: 175-183.

BAKER, R.S., GHAEMGHAMI, J., SIMKINS, S. & MALLORY, L.M. (1994): A Vadose Column Treatability Test for Bioventing Applications. **In:** HINCHEE, R.E. (Hrsg.): Hydrocarbon Bioremediation. *Bioremediation* **2** (2): 32-39.

BAKER, R.S., BAEHR, A.L., LAHVIS, M.A. (2000): Estimation of Hydrocarbon Biodegradation Rates in Gasoline-contaminated Sediment from Measured Respiration Rates. *J. Contam. Hydrol.* **41**: 175-192.

BARR, K. D. (1998): Hydrogeologic Factors Affecting Biodegradation Processes. **In:** LEWANDOWSKI, G.A. (Hrsg.): Biological Treatment of Hazardous Wastes. Wiley, New York: 191-214.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen - Natural Attenuation. LfW-Merkblatt Nr. 3.8/3, Stand: 5.11.2004, München, 17 S.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT & BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2002): Untersuchung von Bodenproben und Eluaten bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer, LfU/LfW – Merkblatt, LfW Nr. 3.8/5, Stand 17.5.2002, Augsburg - München, 58 S.

BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17.3.1998, BGBl I: 502-510.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.7.1999 BGBl I: 1554-1582 S.

BEEK, B., BÖHLING, S., FRANKE, C., JÖHNECKE, U., STUDINGER, G. & THUMM, E. (2001): The Assessment of Biodegradation and Persistence. **In:** Hutzinger, O.: The Handbook of Environmental Chemistry, Volume 2 (Reactions and Processes), Part K: 290-320

BENCKISER, G. (2000): Potentieller Beitrag von Mikroorganismen zum Schadstoffabbau in der Dränzone. Referate Arbeitstreffen AG "Ungesättigte Zone", Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens, Seesen. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **92**: 34-39.

BERKOWITZ, B., SILLIMAN, S.E. & DUNN, A.M. (2004): Impact of the Capillary Fringe on Local Flow, Chemical Migration, and Microbiology. *Vadose Zone Journal* **3**: 534–548.

BERRY, K.A.T. & BURTON, D.L. (1997) Natural Attenuation of Diesel Fuel in Heavy Clay Soil. *Can. J. Soil Sci.* **77** (3): 469-477.

BHUPATHIRAJU, V.K., KRAUTER, P., HOLMAN, H.-Y. N., CONRAD, M.E., DALEY, P.F., TEMPLETON, A.S., HUNT, J.R., HERNANDEZ, M. & ALVAREZ-COHEN, L. (2002): Assessment of In-situ Bioremediation at a Refinery Waste-contaminated Site and an Aviation Gasoline Contaminated Site. *Biodegradation* **13:** 79-90.

BOOPATHY, R. (2004): Anaerobic Biodegradation of No. 2 Diesel Fuel in Soil: a Soil Column Study. *Bioresour. Technol.* **94** (2): 143-151.

BORDEN, R.C., GOMEZ, C.A. & BECKER, M.T. (1995): Geochemical Indicators of Intrinsic Bioremediation. *Ground Water* **33** (2): 180-189.

BOSMA, T.N.P., MIDDELDORP, P.J.M., SCHRAA, G. & ZEHNDER, A.J.B. (1997): Mass Transfer Limitation of Biotransformation: Quantifying Bioavailability. *Env. Sci. Techn.* **31** (1): 248-252.

BOSSERT, I.D. & COMPEAU, G. (1995): Cleanup of Petroleum Hydrocarbon Contamination in Soil. **In:** YOUNG, L.Y. & CERNIGLIA, C.E. (Hrsg.): Microbial Transformation and Degradation of Toxic Organic Chemicals. Wiley-Liss, New York: 77-125.

BOULDING, J. R. & GINN, J. S. (2004): Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground-water Contamination - Assessment, Prevention and Remediation. Lewis Publishers, Boca Raton, 691 S.

BOWLEN, G.F. & KOSSON, D.S. (1995): In Situ Processes for Bioremediation of BTEX and Petroleum Fuel Products. **In:** YOUNG, L.Y. & CERNIGLIA, C.E. (Hrsg.): Microbial Transformation and Degradation of Toxic Organic Chemicals. Wiley-Liss, New York: 515-542.

BRECHT, M., HÜTTMANN, S., BEYER, L. (1999): Mikrobiologische Sanierung von mineralölverunreinigten Marschböden unter aeroben und denitrifizierenden Bedingungen. **In**: HEIDEN, S., ERB, R., WARRELMANN, J. & DIERSTEIN, R.: Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand – Anwendungen – Perspektiven. *Initiativen zum Umweltschutz* **12**: 288.

BROWN, R.A., HICKS, P.M., HICKS, R.J. & LEAHY M.C. (1995): Postremediation Bioremediation. **In:** HINCHEE, R.E., WILSON, J.T. & DOUGLAS, C.D.: Intrinsic Bioremediation. Battelle Press; Columbus, Ohio: 77-84.

BRUSSEAU, M.L. (1995): Sorption and Transport of Organic Chemicals. **In:** WILSON, L.G., EVERETT, L.G. & CULLEN, S.J. (Hrsg.): Handbook of Vadose Zone Characterization and Monitoring, CRC Press, Boca Raton: 93-104.

BRUSSEAU, M.L. & WILSON, L.G. (1995): Estimating the Transport and the Fate of Contaminants in the Vadose Zone Based on Physical and Chemical Properties of the Vadose Zone and Chemical of Interest. **In:** WILSON, L.G., EVERETT, L.G. & CULLEN, S.J. (Hrsg.): Handbook of Vadose Zone Characterization and Monitoring. CRC Press, Boca Raton: 203-215.

BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11 - Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. 8. Aufl., Pearson Studium, München, 757 S.

BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2000): Das Verhalten von Stoffen in der ungesättigten Bodenzone. Eine Einführung mit Modellbeispielen des Transportes typischer Schadstoffe. Compact Disc.

BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG (2001a): Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemische Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften (Auf der Grundlage der Verwaltungsvereinbarung zwischen der Oberfinanzdirektion [OFD] Hannover und der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung [BAM] vom 5.9.1995; Neufassung: 17.5.2002; aktualisierte Fassung: Februar 2001). Amts- und Mitteilungsblatt der BAM, Sonderheft 2/2001, Berlin, 42 S.
http://www.bam.de/de/service/publikationen/publikationen_medien/probennahme.pdf.

BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG (2001b): Ringversuchsauswertung 7. BAM-Ringversuch "Altlasten". Organochlorpestizide, Polyzyklische Aromaten, Mineralölkohlenwasserstoffe, Schwermetalle und Cyanide in Boden (Dezember 2001). Berlin, 41 S.

CAPUANO, R. M. & JOHNSON, M.A. (1996): Geochemical Reactions During Biodegradation/Vapor-extraction Remediation of Petroleum Contamination in the Vadose Zone. *Ground Water* **34** (1): 31-40.

CARBERRY, J.B. (1998) Transport and Reactions of Petroleum Contaminants in the Unsaturated Soil Zone from Leaking Underground Tanks. **In:** RUBIN, H. (Hrgs.): Soil and Aquifer Pollution; Non-aqueous Phase Liquids; Contamination and Reclamation. Springer, Berlin: 109-122.

CARRERA, P., SACCEDDU, P. & ROBERTIELLO, A. (1997): Crude Oil Biodegradation in Saturated and Vadose Soil: Laboratory Simulation. **In:** ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In Situ and On-site Bioremediation. *Bioremediation* **4** (4): 385-390.

CHAINEAU, C.H., MOREL, J.L. & OUDOT, J. (1995): Microbial Degradation in Soil Microcosms of Fuel Oil Hydrocarbons from Drilling Cuttings. *Environ. Sci. Technol.* **29**: 1615-1621.

CHAPELLE, F.H. (1999): Bioremediation of Petroleum Hydrocarbon-contaminated Groundwater: The Perspectives of History and Hydrology. *Ground Water* **37** (1): 122-132.

CHAPLIN, B.P., DELIN, G.N., BAKER, R.J. & LAHVIS, M. A. (2002): Long-term Evolution of Biodegradation and Volatilization Rates in a Crude Oil Contaminated Aquifer. *Bioremediation J.* **6:** 237-255.

COHEN, B.A., KRUMHOLZ, L.R., KIM, H. & HEMOND, H.F. (1995): In-situ Biodegradation of Toluene in a Contaminated Stream. 2. Laboratory studies. *Environ. Sci. Technol.* **29** (1): 117-125.

CYPIONKA, H. (1999): Grundlagen der Mikrobiologie. Springer, Berlin, 277 S.

DAKHEL, N., PASTERIS, G., WERNER, D. & HÖHENER, P. (2002): Natural Attenuation of Volatile Fuel Compounds in the Unsaturated Zone. **In:** DECHEMA GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E.V. (Hrsg.): European Conference on Natural Attenuation, Oktober 15-17, 2002. Heidelberg, Frankfurt/M: 38.

DAVIS, C., CORT, T., DAI, D., ILLANGASEKARE, T.H. & MUNAKATA-MARR, J. (2003): Effects of Heterogeneity and Experimental Scale on the Biodegradation of Diesel. *Biodegradation* **14** (6): 373-384.

DAVIS, G.B., JOHNSTON, C.D., PATTERSON, B.M., BARBER, C., BENETT, M., SHEEHY, A. & DUNBAVAN, M. (1995): Monitoring Bioremediation of Weathered Diesel NAPL Using Depletion Profiles. Monitoring and Verification of Bioremediation. *Bioremediation* **3** (5): 193- 201.

DAVIS, G.B., POWER, T.R., BRIEGEL, D. & PATTERSON, B.M. (1998a): BTEX Vapor Biodegradation Rates in the Vadose Zone: Initial Estimates. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 300-303.

DAVIS, G.B., JOHNSTON, C.D., PATTERSON, B.M., BARBER, C. & BENETT, M. (1998b): Estimation of Biodegradation Rates Using Respiration Tests During In Situ Bioremediation of Weathered Diesel NAPL. *Groundwater Mon. Rev*. **18** (2): 123-132.

DAVIS, G.B., RAYNER, J.L., TREFRY, M.G., FISHER, S.J. & PATTERSON, B.M. (2005): Measurement and Modelling of Temporal Variations in Hydrocarbon Vapor Behavior in a Layered Soil Profile. *Vadose Zone Journal* **4**: 225-239.

DAVIS, J. W. & MADSEN, S. (1996): Factors Affecting the Biodegradation of Toluene in Soil. *Chemosphere* **33:** 107-130.

DE VAULL, G.E., ETTINGER, R.A., SALANITRO, J.P. & GUSTAFSON, J.B. (1997): Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes [BTEX] Degradation in Vadose Zone Soils During Vapor Transport: First-order Rate Constants. Proc. of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection, and Remediation Conference 1997: 365-378.

DECHEMA (1992): Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung. 2. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises "Umweltbiotechnologie – Boden", Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung“ (DOTT, W., BEYER, M., FILIP, Z., HUND, K., KÄSTNER, M., KUNZ, P., MÜLLER, D., RISS, A., SCHÄFER-TREFFENFELD, W., SCHULZ-BERENDT, V., SPRENGER, B., WERNER, D., WIESNER, J.), Frankfurt/ M., 43 S.

DECHEMA (1995): Biologische Testmethoden für Böden. 4. Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises "Umwelttechnologie-Boden", Adhoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur Toxikologischen/Ökotoxikologischen Bewertung von Böden" (DOTT, W., VAN AFFERDEN, M., AHLF, W., CRÖßMANN, G., DAEI, B., DORGERLOH, M., EIKMANN, TH., FABIG, W., GAUGLITZ, U., VAN GESTEL, C.A.M., HARTMANN, A., HUND, K., KÄSTNER, M., KALNOWSKI, G., KANNE, R., MÜLLER-WEGENER, U., MÜLLER-MARKGRAF, W., PFEIFER, F., SCHÄFER-TREFFENFELD, W., RIPPEN, G., SCHULZ-BERENDT, V., SELLNER, W.M., SPRENGER, B., WEIßENFELS, W.D., WERNER, D., WIEGAND-ROSINUS, M., WIESNER, J., WILKE, B.M.), Frankfurt/M., 46 S.

DECHEMA (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial. 7. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises "Umweltbiotechnologie – Boden", DECHEMA Arbeitsgruppe "Validierung biologischer Testmethoden für Böden", (DOTT, W., ACHAZI, R., EISENTRÄGER, A., HUND-RINKE, K., KÖRDEL, W., NEUMANN-HENSEL, H., PFEIFER, F., RÖMBKE, J., WIESNER, J., WILKE, B-M.), Frankfurt/M., 61 S.

DIN 18123:11.1996. Baugrund; Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 12 S.

DIN 18196: 10.1988. Erd- und Grundbau; Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19683-13: 03.1997. Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 13: Bestimmung des Substanzanteils, Porenanteils und der Porenziffer, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19684-1: 01.1977: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau; Chemische Laboruntersuchungen; Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs, Deutsches Institut für Normung, Berlin,

DIN 19733-1: 07.1998. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität in Böden – Teil 1: Verfahren mit TTC, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 4 S.

DIN 19737: 04.2001. Bodenbeschaffenheit – Laborverfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Bodenatmung, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 14 S.

DIN 38404-4: 12.1976. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Temperatur (C 4), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 3 S.

DIN 38404-5: 01.1984. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung des pH-Wertes (C 5), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 7 S.

DIN 38404-6: 05.1984. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Redox-Spannung (C 6), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 8 S.

DIN 38405-D 8: 1971. Teil 8: Die Berechnung des gelösten Kohlendioxids (der freien Kohlensäure), des Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ions, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 11 S.

DIN 38406-5: 10. 1983: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5), Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 38407- 9: 05.1991. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F); Bestimmung von Benzol und einigen Derivaten mittels Gaschromatographie (F 9), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 36 S.

DIN 38409- 7: 05.1979. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 10 S.

DIN 38409-28: 04.1992. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung von gebundenem Stickstoff. Verfahren nach Reduktion mit Devardascher Legierung und katalytischem Aufschluß (H 28), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 10 S.

DIN 38414- 4: 10.1984. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 10 S.

DIN 4021: 10.1990. Baugrund; Aufschluss durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4022-1: 09.1987. Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4023: 03.1984. Baugrund- und Wasserbohrungen; Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN 1484: 08.1997. Wasseranalytik – Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), Deutsches Institut für Normung, Berlin. 14 S.

DIN EN 25814: 11.1992. Wasserbeschaffenheit; Bestimmung des gelösten Sauerstoffs; Elektrochemisches Verfahren, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 12 S.

DIN EN 27888: 11.1993. Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 15 S.

DIN EN ISO 10304-1: 04.1995. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie – Teil 1: Verfahren für gering belastete Wässer, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 25 S.

DIN EN ISO 10304-2: 11.1996. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 2: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Orthophosphat und Sulfat in Abwasser, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN ISO 11885: 04.1998. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 23 S.

DIN EN ISO 13395: 12.1996: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 29 S.

DIN EN ISO 9377-2: 07.2001. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index – Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 22 S.

DIN ISO 10390: 05.1997. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 5 S.

DIN ISO 10694: 08.1996. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse), Deutsches Institut für Normung, Berlin. 5 S.

DIN ISO 11261: 05.1997. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Gesamt-Stickstoff – Modifiziertes Kjeldahl-Verfahren, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 11265: 06.1997: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN ISO 11465: 12.1996. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehaltes auf Grundlage der Masse; Gravimetrisches Verfahren, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 14238: 10.1999. Bodenbeschaffenheit - Biologische Verfahren - Bestimmung der Stickstoffmineralisierung und -nitrifizierung in Böden und der Einflüsse von Chemikalien auf diese Prozesse, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN ISO 16703: 03.2002. Bodenbeschaffenheit - Gaschromatographische Bestimmung des Gehaltes an Mineralölkohlenwasserstoffen, Deutsches Institut für Normung, Berlin. 20 S.

DOETSCH, P. & RÜPKE, A. (1997): Revitalisierung von Altstandorten versus Inanspruchnahme von Naturflächen - Gegenüberstellung der Flächenalternativen zur gewerblichen Nutzung durch qualitative, quantitative und monetäre Bewertung der gesellschaftlichen Potenziale und Effekte. Forschungs- und Entwicklungs-Vorhaben Nr. 103 40 119. Bearbeiter: focon Ingenieurgesellschaft mbH, WCI Umwelttechnik GmbH. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Texte 15/98, Berlin, http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/gwiese/gwiese.htm.

DOTT, W. & STEIOF, M. (1995): Vom Reagenzglasversuch zur biotechnologischen Bodensanierung – Probleme des Scaling-up and -down. **In:** MARGESIN, R., SCHNEIDER, M. & SCHINNER, F.: Praxis der mikrobiologischen Bodensanierung. Springer, Berlin: 25-41.

DRAKE, E.N., STOKLEY, K.E., CALCAVECCHIO, P., BARE, R.E., ROTHENBURGER, S.J., DOUGLAS, G.S. & PRINCE, R.C. (1995): Nutrient-stimulated Biodegradation of Aged Refinery Hydrocarbons in Soil. **In:** HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S. & ONG, S.K.: Monitoring and Verification of Bioremediation. *Bioremediation* **3** (5): 19-28.

DROR, I. (2002): Abiotic Behavior of Entrapped Petroleum Products in the Subsurface During Leaching. *Chemosphere* **49**: 1375-1388.

DROR, I., GERSTL, Z., PROST, R. & YARON, B. (2000): Behaviour of Neat and Enriched Volatile Petroleum Hydrocarbon Mixtures in the Subsurface during Leaching. *Land Contam. Reclam.* **8:** 341-347.

DVGW (1983): DEUTSCHER VERBAND FÜR GAS- UND WASSERWIRTSCHAFT: Ermittlung, Darstellung und Auswertung der Korngrößenverteilung wasserleitender Lockergesteine für geohydrologische Untersuchungen und für den Bau von Brunnen. DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W113, Frankfurt/M., 17 S.

DWD (2005): Ausgabe der Klimadaten: Tageswerte. http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe_tageswerte.htm.

DYCK, S. & CHARDABELLAS, P. (1963): Wege zur Ermittlung der nutzbaren Grundwasserreserven. Ber. Geol. Ges. DDR **8**: 245-262.

EGGERSTEDT-LEHMANN, F. (2005) Einsatz von mykorrhizierten Pflanzen in der Phytoremediation und ihr Einfluss auf Selbstreinigungsprozesse (Enhanced Natural Attenuation) in MKW-belasteten Böden. Dissertation, Universität Bremen.

EISWIRTH, M., HÖTZL, H., REICHERT, B., & WEBER, K. (1998): Grundwasser- und Bodenluftuntersuchungen im Testfeld Süd. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 4/1998: 151-158.

EPA (1999): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. Final OSWER Directive 9200.4-17P, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 32 S.

EYK, J. V. (1997): Petroleum Bioventing - An Introduction. Balkema, Rotterdam, 302 S.

FENT, K. (2003): Ökotoxikologie: Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Thieme, Stuttgart, 332 S.

FILIP, Z., GELLER, A., SCHIEFER, B., SCHWEFER, H.J. & WEIRICH, G. (1989): Untersuchung und Bewertung von in-situ-biotechnologischen Verfahren zur Sanierung des Bodens und des Untergrundes durch Abbau petrochemischer Altlasten und anderer organischer Umweltchemikalien. Forschungsbericht, F+E-Vorhaben 1440456. PROBIOTEC, Bundesgesundheitsamt – WaBoLu. BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (Hrsg.), Bonn.

FINDLAY, M. & FOGEL, S. (1997a): Fate of Petroleum Carbon During Biodegradation. **In:** ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In Situ and On-site Bioremediation. *Bioremediation* **4** (1): 265.

FINDLAY, M. & FOGEL, S. (1997b): Crude Oil Biodegradation: Mass Balance to Validate Analytical Methods. **In:** ALLEMAN, B.C. & LEESON, A. In Situ and On-site Bioremediation. *Bioremediation **4*** (1): 269.

FÖRDERSCHWERPUNKT KORA (2003): Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden. Eine Zusammenstellung der Projekt-Kurzbeschreibungen, Stand Juni 2003, FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GMBH & FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GMBH (Hrsg.), 90 S.

FRANZMANN, P.D., ROBERTSON, W.J., ZAPPIA, L.R. & DAVIS, G.B. (2002): The Role of Microbial Populations in the Containment of Aromatic Hydrocarbons in the Subsurface. *Biodegradation* **13:** 65-78.

FREIJER, J.I., DE JONGE, H., BOUTEN, W. & VERSTRATEN, J.M. (1996): Assessing Mineralization Rates of Petroleum Hydrocarbons in Soils in Relation to Environmental Factors and Experimental Scale. *Biodegradation* **7**: 487-500.

FRITSCHE, W. (1998): Umwelt-Mikrobiologie - Grundlagen und Anwendungen. Gustav Fischer, Jena, 252 S.

FRITSCHE, W. (1999a): Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. **In:** HEIDEN, S.: Innovative Techniken der Bodensanierung. Spektrum, Heidelberg, S. 22-41.

FRITSCHE, W. (1999b): Mikrobiologie. 2. überarbeitete Auflage, Spektrum, Heidelberg - Berlin, 622 S.

GAGANIS, P., KJELDSEN, P. & BURGANOS, V.N. (2004): Modelling Natural Attenuation Multicomponent Fuel Mixture in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal* **3**: 1262-1275.

GELLER, A. (2001): Grundlagen der biologischen Bodensanierung. **In:** UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Leitfaden - Biologische Verfahren zur Bodensanierung, im Auftrag des BMBF, Berlin: 5-32, 235-257.

GERHARDT, R.A. (1984): Landfill Leachate Migration and Attenuation in the Unsaturated Zone in Layered and Nonlayered Coarse-grainded Soils. *Groundwater Mon. Rev.* 1984 (2): 56-65.

GIDDA, T., STIVER, W.H. & ZYTNER, R.G. (1999): Passive Volatilization Behaviour of Gasoline in Unsaturated Soils. *J. Contam. Hydrol.* **39:** 137-159.

GIESE, R., SWABODA, D. & SCHMALZ, L. (2003): Überwachung der Migration von PAK und MKW in der ungesättigten Bodenzone mit Saugkerzen. **In:** BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Münchener Beiträge zur Sickerwasserprognose - Forschung und Praxis. München, Oldenbourg Industrieverlag, München, **56:** 213-224.

GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X. & STICHER, H. (1997): Bodenökologie. Thieme, Stuttgart, 350 S.

GOGOI, B.K., DUTTA, N.N., GOSWAMI, P. & KRISHNA MOHAN, T.R. (2003): A Case Study of Bioremediation of Petroleum-hydrocarbon Contaminated Soil at a Crude Oil Spill Site. *Adv. Environ. Res*. **7:** 767-782.

GRATHWOHL, P. & SUSSET, B. (2001): Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe: Grundlagen und Stand der Forschung. *Altlasten-Spektrum* 6/2001: 285-293.

GRATHWOHL, P. (1997): Auswirkungen der Lösungs- und Desorptionskinetik auf die Bioverfügbarkeit organischer Schadstoffe. **In:** KNORR, Ch. & von SCHELL, T.: Mikrobieller Schadstoffabbau, ein interdisziplinärer Ansatz. Vieweg: 15-33.

GRATHWOHL, P. (2000): Gefahrenbeurteilung "Grundwasser" bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten: Methoden zur Sickerwasserprognose. Boden- und Altlastensymposium, Berlin-Schöneberg, 23./24.5.2000, Berlin, 41.S.

GRIFOLL, J. & COHEN, Y. (1996): Contaminant Migration in the Unsaturated Soil Zone: The Effect of Rainfall and Evapotranspiration. *J. Contam. Hydrol*. **23** (3): 185-211.

GÜTTES, R. (2001): Bewertungsgrundlagen zur Beurteilung der Lebensraumfunktion kontaminierter Böden an Hand von mikrobiellen Gasumsätzen. Dissertation, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, 196 S.

HACKER, F. & HÜTTMANN, ST. (2003): Enhanced Natural Attenuation (ENA) ölverunreinigter Böden im Bereich der Öllagerstätte Shann Uzen, Kasachstan. **In:** DECHEMA GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E.V. (Hrsg.), 5. Symposium Natural Attenuation - Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven. 2.-3. Dezember 2003, Frankfurt. Tagungshandbuch, Frankfurt/ M: 105-107.

HAIDER, K. (1996): Biochemie des Bodens. Enke, Stuttgart, 174 S.

HARMSEN, J (1992): Possibilities and Limitations of Landfarming for Cleaning Contaminated Soils. **In:** HINCHEE, R.E & OLFENBUTTEL, F. (Hrsg.), On-site Bioreclamation: 255-272.

HELD, TH. (1994): In-situ-Verfahren. **In:** ALEF, K.: Biologische Bodensanierung. VCH, Weinheim: 202-214.

HENDRY, M.J., MENDOZA, C.A., KIRKLAND, R.A. & LAWRENCE, J.R. (1999): Quantification of Transient CO_2 Production in a Sandy Unsaturated Zone. *Water Resour. Res.* **35**: 2189-2198.

HERS, I. & ZAPF-GILJE, R. (1998): Canadian Consortium Research Project - Field Validation of Soil Gas Transport to Indoor Air Pathway. **In:** STANLEY, A. (Hrsg.): Proc. of the Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water, Prevention, Detection, and Remediation Conference 1998. Groundwater Publishing Company, Westerville Ohio: 251-265.

HERS, I., ATWATER, J., LORETTA, L. & ZAPF-GILJE, R. (2000): Evaluation of Vadose Zone Biodegradation of BTX Vapours. *J. Contam. Hydrol.* **46**: 233-264.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser - Sickerwasserprognose. Handbuch Altlasten **3** (3), Wiesbaden, 80 S.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Arbeitshilfe zu überwachten, natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA). Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1, Wiesbaden.

HETTWER, K., WARRELMANN, J., HEYSER, W., WALTER, U., VEHLHABER, D., PÜTTMANN, W. & MARTUS, P. (2001): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften. (Teilschritt 1, gekürzter Bericht). Forschungsbericht 298 76 712/02. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und –technologie, Universität Bremen, Umweltschutz Nord GmbH & Co., Ganderkesee, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a.M., UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Berlin, 113 S., Anh. http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/selma/selma.htm.

HETTWER, K., WARRELMANN, J., HEYSER, W., MARTUS, P., GAAB, S., PÜTTMANN, W., DREWES, U., WALTER, U. & VEHLHABER, D. (2004): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften - Literaturstudie (Teilschritt 1). Forschungsbericht 298 76 712/02. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie Bremen, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main, alphacon GmbH, Ganderkesee, Büro für Umweltgeologie, Hude. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Texte 49/04, Berlin, 106 S., 31 S. Anh., http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2818.pdf.

HETTWER, K., WARRELMANN, J., HEYSER, W., GAAB, S., PÜTTMANN, W., DREWES, U. & VEHLHABER, D. (2006): Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone. Forschungsbericht 298 76 712/02. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie Bremen, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a. M., alphacon GmbH, Ganderkesee, Büro für Umweltgeologie, Hude. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Texte 01/06, Dessau, 163 S., Anh., http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2998.pdf.

HINCHEE, R.E. & ONG, S.K. (1992): A Rapid In Situ Respiration Test for Measuring Aerobic Biodegradation Rates of Hydrocarbons in Soil. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **42**: 1305-1312.

HINLEIN, E. & KELLEY, S. (1999): The Determination of Hydrocarbon Biodegradation Rates in the Subsurface Using Soil Gas Profiles. **In:** NIKOLAIDIS, N., ERKEY, C. & SMERS, B.F. (Hrsg.): Hazardous and Industrial Wastes. Proc. 31th Mid-Atlantic Ind. Haz. Waste Conf.: 354-363.

HOFFMANN, J. & VIEDT, H. (1998): Biologische Bodenreinigung - Ein Leitfaden für die Praxis. Springer, Berlin, 311 S.

HÖHENER, P., DUWIG, C., PASTERIS, G. E., KAUFMANN, K., DAKHEL, N. & HARMS, H. (2003): Biodegradation of Petroleum Hydrocarbon Vapors: Laboratory Studies on Rates and Kinetics in Unsaturated Alluvial Sand. *J. Contam. Hydrol.* **66**: 93-115.

HOLDEN, P.A., HUNT, J.R. & FIRESTONE, M.K. (1995): Unsaturated Zone Gas-phase VOC Biodegradation: The Importance of Water Potential. 50th Purdue Industrial Waste Conf. Proceedings, Ann. Arbor Press Inc., Chelsea, MI: 113-127.

HOLDEN, P.A. & FIERER, N. (2005): Microbial Processes in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal* **4**: 1-21.

HOLLENDER, J., ALTHOFF, K., MUNDT, M. & DOTT, W. (2000): Microcosm Studies to Access the Potential for Natural Attenuation. ConSoil 2000, 7. Int. FZK/TNO Conf. on Cont. Soil **2**: 713-719.

HOLLENDER, J., ALTHOFF, K., MUNDT, M. & DOTT, W. (2003): Assessing the Microbial Activity of Soil Samples, its Nutrient Limitation and Toxic Effects of Contaminants Using a Simple Respiration Test. *Chemosphere* **53**: 269-275.

HÖLTING, B. (2005): Hydrogeologie - Eine Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. 6. Aufl. Enke, Stuttgart. 326 S.

HÖPER, H. & WILKE, B.M. (2004): Bewertung der Biodegradation im Rahmen der Sickerwasserprognose zur Verlagerung organischer Schadstoffe. *Altlasten-Spektrum* 2/2004: 69-77.

HOWARD, P.H., BOETHLING, R.S., JARVIS, W.F., MEYLAN, W.M. & MICHALENKO, E.M. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates. CRC Press, Boca Raton, FL. 725 S.

HUESEMANN, M.H. (1995): Predictive Model for Estimating the Extent of Petroleum Hydrocarbon Biodegradation in Contaminated Soils. *Env. Sci. Technol*. **29**: 7-18.

HUESEMANN, M. H. (1997): Incomplete Hydrocarbon Biodegradation in Contaminated Soils: Limitations in Bioavailability or Inherent Recalcitrance? *Bioremediation J.* **1**: 27-39.

HUESEMANN, M.H. & MOORE, K.O. (1994): The Effects of Soil Type, Crude Oil Type and Loading, Oxygen, and Commercial Bacteria on Crude Oil Bioremediation Kinetics as Measured by Soil Respirometry. **In:** HINCHEE, R.E. (Hrsg.): Hydrocarbon Bioremediation. *Bioremediation* **2** (2): 58-71.

HUESEMANN, M.H. & TRUEX, M.J. (1996): The Role of Oxygen Diffusion in Passive Bioremediation of Petroleum Contaminated Soils. *J. of Hazardous Materials*, **51** (1-3): 93-113.

HUPE, K., HERRENKLAGE, J., WOYCZECHOWSKI, H., BOLLOW, S. & STEGMANN, R. (1998a): Influence of Oxygen on the Degradation of Diesel Fuel in Soil Bioreactors. *Acta Biotechnol.* **18** (2): 109-122.

HUPE, K., KONING, M., LÜTH, J.-C., HEERENKLAGE, J. & STEGMANN, R. (1998b): Einsatz von Testsystemen zur bilanzierenden Untersuchung der biologischen Schadstoffumsetzung im Boden. *Altlasten-Spektrum* 6/98: 360-366.

HUPE, K., KONING, M., LÜTH, J.-C., HEERENKLAGE, J. & STEGMANN, R. (2001): Optimisation of Microbial Soil Treatment. **In:** STEGMANN, R., BRUNNER, G., CALMANO, W. & MATZ, G, (Hrsg.): Treatment of Contaminated Soil; Fundamentals, Analysis, Applications. Springer: 343-354.

HURT, K. L., BECK, F. P. & WILSON, J. T. (2001): Implications of Subsurface Heterogeneity at a Potential Monitored Natural Attenuation Site. *Groundwater Monit. Remediat.* **21:** 59-63.

HUTCHINS, S.R., MILLER, D.E., BECK, F.P., THOMAS, A., WILLIAMS, S.E. & WILLIS, G.D. (1995a): Nitrate-based Bioremediation of JP-4 Jet Fuel; Pilot-scale Demonstration. **In:** HINCHEE, R.E., KITTEL, J.A. & RELSINGER, H.-J.: Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons. *Bioremediation* **3** (6): 123-131.

HUTCHINS, S.R., WILSON, J.T. & KAMPBELL, D.H. (1995b): In Situ Bioremediation of a Pipeline Spill Using Nitrate as the Electron Acceptor. **In:** HINCHEE, R.E., KITTEL, J.A: & RELSINGER, H.-J.: Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons. *Bioremediation* **3** (6): 143-153.

ISO TR 11046: 06.1994. Soil quality – Determination of Mineral Oil Content – Method by Infrared Spectrometry and Gas Chromatographic Method.

ISO/DIN 17155 (3.2001): Soil Quality – Determination of Abundance Activity of the Soil Micro-flora Using Respiration Curves. International Organization for Standardization, Geneva, 11 S.

ITVA (2004): Monitored Natural Attenuation, Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V., Berlin, *ITVA-Arbeitshilfe* – H1-12, Stand Dezember 2004.

JIN, Y., STRECK, T. & JURY, W.A. (1994): Transport and Biodegradation of Toluene in Unsaturated Soil. *J. Contam. Hydrol.* **17**(2): 111-127.

JOSEPH, A.T., GRENNEY, W.J. & STEVENS, D.K. (1994): Oil Migration Through Unsaturated Soils and its Effect on the Vadose Zone Interactive Processes (VIP) Model Output. *Wat. Sci. Technol.* **30** (3): 39-51.

JURY, W.A., RUSSO, D., STREILE, G. & ELABD, H. (1990): Evaluation of Volatile Organic Chemicals Residing Below the Soil Surface. *Water Resour. Res.* **26**: 13-20.

KALBE, U., ECKHARDT, J., BERGER, W., CHRISTOPH, G., & KOLEPKI, M. (2003): Probleme bei Bodenwasseruntersuchungen mit organischen Schadstoffen. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* **102**, 91-92.

KAPPESSER, S. (1994): Mikrobiologische Sanierungsverfahren. Biologische Bodensanierung. VCH, Weinheim. 187-225

KÄSTNER, M. (2001): Grundlagen der biologischen Bodensanierung. **In:** UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Leitfaden - Biologische Verfahren zur Bodensanierung, im Auftrag des BMBF, Berlin: 191-234.

KATZENBACH, R., VOGLER, M. & FEHSENFELD, A. (2000): Die Beeinflussung von Natural Attenuation durch die Kapillareigenschaften des Bodens. **In:** DECHEMA GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E.V. (Hrsg.), 2. Symposium Natural Attenuation – Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen. Tagungshandbuch, Frankfurt/M.: 9-12.

KIENE, A., MIEHLICH, A. & GRÖNGRÖFT, A. (2001): Influence of Oil-Contamination on N-Mineralisation in Soils. **In:** STEGMANN, R., BRUNNER, G., CALMANO, W. & MATZ, G. (Hrsg.): Treatment of Contaminated Soil; Fundamentals, Analysis, Applications. Springer: 385-398.

KIM, H., HEMOND, H.F., KRUMHOLZ, L.R. & COHEN, B.A. (1995): In-situ Biodegradation of Toluene in a Contaminated Stream. 1. Field studies. *Environ. Sci. Technol.* **29** (1): 108-116.

KING, R.B., LONG, G.M. & SHELDON, J.K. (1998): Practical Environmental Bioremediation - The Field Guide. CRC Press, Boca Raton, 184 S.

KLEIN, M. (2000): Langjähriger Wasserhaushalt von Gras- und Waldbeständen. **In:** MATTHIES, M. (Hrsg.): Beiträge des Instituts für Umweltforschung **17**. 211 S.

KLEIN, R. & PAULUS, M. (1995): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring: Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Fischer, Jena, 365 S.

KLENK, I. (1999): Sickerwasserprognose bei biologisch abbaubaren Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) in der wasserungesättigten Bodenzone. Im Auftrag des Deutschen Instituts für Normung e.V., BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, BODENSCHUTZ (Hrsg.), FKZ 298 74 248: 51 S.

KLENK, I. & GRATHWOHL, P. (2000): Transport und Bioabbau leichtflüchtiger organischer Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone. Referate Arbeitstreffen AG "Ungesättigte Zone", Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens. *Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **92**: 40-42.

KOCH, R. (1995): Umweltchemikalien. 3. Aufl., VCH, Weinheim, 421 S.

KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & VOLESKE, P. (2002): Biostatistik. 3. Aufl., Springer, Berlin, 301 S.

KONING, M., HUPE, K., BRAUKMEIER, J., LÜTH, J.-C., COHRS, I. & STEGMANN, R. (1999): Biologische Bodenreinigung: Bilanzierende Laboruntersuchungen und Verfahrensoptimierung in der Sanierungspraxis. **In:** HEIDEN, S., ERB, R., WARRELMANN, J. & DIERSTEIN, R.: Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand – Anwendungen - Perspektiven. Initiativen zum Umweltschutz **12**: 124-130.

KONING, M., SCHOLZ, J., HUPE, K., SCHWEDES, J. & STEGMANN, R. (2000): Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf die Umsetzung von MKW im Boden – Teil 2: Sauerstoffeintrag in Sanierungsmieten. *TerraTech* **9** (1): 64-67.

KÖRDEL, W., HUND, K. & KLEIN, W. (1999): Erfassung und Bewertung von Mobilität und Bioverfügbarkeit bei der Beurteilung kontaminierter und gereinigter Böden. **In**: HEIDEN, S.: Innovative Techniken der Bodensanierung. Spektrum, Heidelberg, 93-109.

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1994): Bodenkunde. 5. Aufl. Eugen Ulmer, Stuttgart, 424 S.

LABO (2000): Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung in der Altlastenbehandlung (Abschluss der Phase 2/3: Stand Juli 2000; berichtigte Fassung Oktober 2000). Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung".

LABO (2002): Arbeitshilfe Qualitätssicherung. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung", 471 S.

LABO (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Sickerwasserprognose", 65 S.

LABO (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung. Positionspapier vom 1.6.2005. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) – Altlastenausschuss (ALA), Ad-hoc-Unterausschuss „Natural Attenuation", 27 S.

LAHVIS, M.A. & BAEHR, A.L. (1996): Estimation of Rates of Aerobic Hydrocarbon Biodegradation by Simulation of Gas Transport in the Unsaturated Zone. *Water Resources Research* **32** (7): 2231-2249.

LAHVIS, M.A., BAEHR, A.L. & BAKER, R.J. (1999): Quantification of Aerobic Biodegradation and Volatilization Rates of Gasoline Hydrocarbons Near the Water Table under Natural Attenuation Conditions. *Water Resources Research* **35** (3): 753-765.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1991): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung, Bearb.: GELLER, A. & BRAUCH, W., Karlsruhe. *Materialien zur Altlastenbearbeitung* **7**, 233 S.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1994): Kompendium Stoffdatenblätter, Altlasten-Fachinformationen im World-Wide Web. http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1998): Hinweise zur Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Stand: April 1998, Altlasten-Fachinformationen im World-Wide Web. cwww.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2001): Handlungsempfehlung - Entnahme von Bodenluftproben. Karlsruhe, 17 S. http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/aug32/aug32.html.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2004): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg – Nationale und internationale Sachstandsrecherche. Fachinformation des Landesumweltamtes (Internetpräsentation) Nr. 4, 100 S. http://www.mlur.brandenburg.de/cms/media.php/2334/labo_nr4.pdf.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (2000): Merkblatt Nr. 20, Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß BBodSchV http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merkbl20_web.pdf.

LEE, M.D. & SWINDOLL, C.M. (1993): Bioventing for In Situ Remediation. *Hydrological Sciences* **38** (4): 273-282.

LEE, S. C., EASTCOTT, L., SHIU, W. Y. & MACKAY, D. (1993): Petroleum Contaminated Soil. Chemistry and Modelling. **In**: CALABRESE, E. (Hrsg.): Principals and Practices for petroleum contaminated soils, Lewis Publishers: 323-339.

LEEDER-KAMANDA, G. (2001): Auszüge einer Vorabversion der Dissertation, TU Freiberg.

LEWITZ, H. (2004): Bodenluftbeprobung: Ausbreitungsmechanismen gasförmiger Stoffe im Boden. *TerraTech* **13** (3-4): 14-16.

LIESER, U. & HUDEC, B (2001): Möglichkeiten und Grenzen von in situ-Untersuchungen zur Gewinnung von Bodenwassern und oberflächennahem Grundwasser. HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.), Altlasten-annual 2001: 40-49.

LÖSER, C., SEIDEL, H., FISCHER, R. & STOTTMEISTER, U. (1999): Mikrobieller Kohlenwasserstoffabbau im Boden in Perkolationssystemen mit Prozeßsteuerung. **In:** HEIDEN, S. (Hrsg.): Innovative Techniken der Bodensanierung. Spektrum, Heidelberg: 117-135.

MACKENBROCK, U., KOPP-HOLTWIESCHE, B. & BLANK, W. (1994): Zur biologischen Abbaubarkeit von Industriechemikalien. *TerraTech* **3** (4): 41-44.

MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M. & PARKER, J. (2001): Brock - Mikrobiologie. Spektrum, Heidelberg, 1175 S.

MALINA, G. & GROTENHUIS, J.T.C. (2000): The Role of Biodegradation During Bioventing of Soil Contaminated with Jet Fuel. *Appl. Biochem. Biotechn*. **88**: 59-76.

MARGESIN, R., ZIMMERBAUER, A. & SCHINNER, F. (2000): Monitoring of Bioremediation by Soil Biological Activities. *Chemosphere* **40**: 339-346.

MARTUS, P. (2003): Erstellung und Anwendung eines Untersuchungs- und Auswertungsprogramms zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main, 188 S., Anh.

MASSMANN, J. & FARRIER, D.F. (1992): Effects of Atmospheric Pressures on Gas Transport in the Vadose Zone. *Water Resources Research* **28** (3): 777-791.

MATHER, J.D. (1989): The Attenuation of the Organic Component of Landfill Leachate in the Unsaturated Zone: A Review. *Q. J. Eng. Geol.* **22:** 241-246.

MCMILLEN, S. J., REQUEJO, A. G., YOUNG, G. N., DAVIS, P. S., COOK, P. D., KERR, J. M. & GRAY, N. R. (1995): Bioremediation Potential of Crude Oil Spilled on Soil. **In:** Hinchee, R.E., Vogel, C.M. & Brockmann, F.J. (Hrsg.): Microbial Processes for Bioremediation. *Bioremediation* **3** (8): 91-99.

MEIER-LÖHR, M. & BATTERMANN, G. (1998): Dissolution and Degradation Kinetics of BTEX Compounds During Large Scale In Situ Bioremediation Applying Nitrate as an Electron Acceptor. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250**: 296-299.

MERKEL, B. & LEEDER, G (1999): Untersuchungen zum BTX-Verhalten in der ungesättigten Bodenzone. **In:** DECHEMA GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E.V. (Hrsg.), Natural Attenuation – Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien,. Resümee und Beiträge zum 1. Symposium Natural Attenuation vom 27.-28. Oktober 1999, Frankfurt/M.: 235.

MERTEN, F. (1981): Der Chemielaborant. Teil 3: Organische Chemie. Schroedel, Hannover, 256 S.

MEYERDIERKS, D., WARRELMANN, J., HEYSER, W., PÜTTMANN, W., MARTUS, P., VEHLHABER, D. & WALTER, U. (2000): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften. Forschungsbericht 298 76 712/01, unveröffentlicht. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie Bremen, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main, Umweltschutz Nord GmbH & Co., Ganderkesee. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Berlin, 223 S., Anl.

MILLER, D. E. & HUTCHINS, S. R. (1995): Petroleum Hydrocarbon Biodegradation under Mixed Denitrifying/Microaerophilic Conditions. **In:** HINCHEE, R.E., VOGEL, C.M. & BROCKMANN, F.J. (Hrsg.): Microbial Processes for Bioremediation. *Bioremediation* **3** (8): 129-136.

MILLER, R. (1994): Surfactant-enhanced Bioavailability of Slightly Soluble Organic Compounds. **In:** SKIPPER, H. & Turco, R. (Hrsg.): Bioremediation – Science and Applications , Soil Science Society of American Special Publications, Madison, Wisconsin: 33-54.

MILLER, R. M. (1995): Biotransformation of Organic Compounds. **In:** WILSON, L.G., EVERETT, L.G. & CULLEN, S.J. (Hrsg.): Handbook of Vadose Zone Characterization and Monitoring. CRC Press, Boca Raton: 105-122.

MOLINA-BARAHONA, L., RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, R., HERNÁNDEZ-VELASCO, M., VEGA-JARQU´N, C., ZAPATA-PÉREZ, O., MENDOZA-CANTÚ, A. & ALBORES, A. (2004): Diesel Removal from Contaminated Soils by Biostimulation and Supplementation with Crop Residues. *Applied Soil Ecology* **27** (2): 165-175.

MORGAN, P. & WATKINSON, R.J. (1992): Factors Limiting the Supply and Efficiency of Nutrient and Oxygen Supplements for the In Situ Bioremediation of Contaminated Soil and Groundwater. *Water. Res.* **26** (1): 73-78.

MOYER, E.E., OSTENDORF, D.W., RICHARDS, R.J. & GOODWIN, S. (1995): Hydrocarbon Biodegradation Kinetics in an Intact Unsaturated Zone Soil Core. **In:** HINCHEE, R.E., MILLER, R.N. & JOHNSON, P.C.: In Situ Aeration: Air Sparging, Bioventing and Related Remediation Processes. *Bioremediation* **3** (2): 433-440.

MÜLLER-MARCKGRAF, W. (1994): Optimierung der Abbauparameter im Labor. **In:** ALEF, K.: Biologische Bodensanierung. VCH, Weinheim: 132-170.

NAGANAWA, T. & KYUMA, K. (1992): Reversible Carbon Dioxide Sorption by Soils: An Error Factor in the Measurement of Soil Respiration. *Soil Sci. Plant Nut.* **38** (1): 179-182.

NEALE, C.N., HUGHES, J.B. & WARD, C.H. (2000): Impacts of Unsaturated Zone Properties on Oxygen Transport and Aquifer Reaeration. *Ground Water* **38** (5): 784-794.

NEUMANN-HENSEL, H., AHLF, W., GERTH, J. & FÖRSTNER, U. (1999): Natürliches Abbaupotential von Mineralölprodukten in Böden - Prüfung einer ökotoxikologischen Testbatterie. *Vom Wasser* **93**: 185-193.

NEWELL, C.J., MILLER, R.N., GONZALES, J., RIFAI, H.S. & WIEDEMEIER, T.H. (1999): Modeling Intrinsic Remediation with Multiple Electron Acceptors: Results from Seven Sites. Presented at the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water Conference, Houston, Texas Nov. 29 1995.
http://www.environmental-expert.com/articles/article1080/article1080.htm

NEWMAN, W.A. & BARR, K.D. (1997): Assessment of Natural Rates of Unsaturated Zone Hydrocarbon Bioattenuation. **In:** ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In Situ and On-site Bioremediation. *Bioremediation* **4** (1): 1-6.

NOCENTINI, M., PINELLI, D., PASQUALI, G., FAVA, F. & PRANDI, A. (1998): Biotreatability and Feasibility Tests for a Bioremediation Process: A Case Study for a Kerosene Contaminated Soil. *Annali di chemica* **88**: 177-187.

NOVAK, J.T., SCHUMAN, D. & BURGOS, W. (1995): Characterization of Petroleum Biodegradation Patterns in Weathered Contaminated Soils. **In:** HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S. & ONG, S.K.: Monitoring and Verification of Bioremediation. *Bioremediation* **3** (5): 29-38.

O'LEARY, K.E., BARKER, J.F. & GILHAM, R.W. (1995): Remediation of Dissolved BTEX through Surface Application: A prototype Field Investigation. *Groundwater Mon. Rev.* **15** (4): 99-109.

ONG, S.K., LEESON, A., HINCHEE, R.E., KITTEL, C.M., SAYLES, G.D. & MILLER, R.N. (1994): Cold Climate Applications of Bioventing. **In:** HINCHEE, R.E. (Hrsg.): Hydrocarbon Bioremediation. *Bioremediation* **2** (2): 444-453.

OSMO-ANLAGENBAU GMBH & CO. KG (1995): Rückbaudokumentation TL Schäferhof-Süd, Georgsmarienhütte (unveröffentlicht).

OSTENDORF, D.W. & KAMPBELL, D.H. (1991): Biodegradation of Hydrocarbon Vapors in the Unsaturated Zone. *Water Resources Research* **27** (4): 453-462.

PECCIA, J.L., ZHANG, W., BOUWER, E.J. & CUNNINGHAM, A.B. (1997): Influence of Soil Moisture on the Biodegradation of Monoaromatic Hydrocarbons. **In:** ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In Situ and On-site Bioremediation. *Bioremediation* **4** (5): 387-392.

PETER, A., MILES, B., FREYGANG, M. & TEUTSCH, G. (2003): Reaktive Transportmodellierung zur Quantifizierung von NA an einem Kerosinschadensfall in der ungesättigten Bodenzone. **In:** DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (Hrsg.), 5. Symposium Natural Attenuation - Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven. 2.-3. Dezember 2003, Frankfurt. Tagungshandbuch, Frankfurt/ M: 48-51.

PRINZ, H. (1997): Abriss der Ingenieurgeologie. 3. Aufl. Enke, Stuttgart, 546 S.

RAINWATER, K., MAYFIELD, M.P., HEINTS-WYATT, C. & CLABORN, B.J. (1989): Laboratory Studies of the Effects of Cyclic Vertical Water Table Movement on In Situ Biodegradation of Diesel Fuel. Proc. of the NWWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection, and Remediation, Houston, Texas: 673-686.

REISINGER, C. & GRATHWOHL, P. (1996): Formulierung einer Verfahrensempfehlung zur Bestimmung der Emission leichtflüchtiger organischer Schadstoffe (LCKW, BTEX etc.) aus kontaminierten Böden (Berechnungsverfahren und Methoden). Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Geologisches Institut, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 89 S.

RIFAI, H., BORDEN, R.C., WILSON, J.T. & WARD, C.H. (1995): Intrinsic Bioattenuation for Subsurface Restoration. **In:** HINCHEE, R.E., WILSON, J.T. & DOUGLAS, C.D.: Intrinsic Bioremediation. Battelle Press, Columbus, Ohio: 1-29.

RIPPER, P., RIPPER, G., FRUEDRICH, L. & HOLLERBACH, A. (1993): Bewertung von Bodenbelastungen mit Mineralölkohlenwasserstoffen. *TerraTech* **2**(1): 35-39.

RISS, A. (1993): Sanierungskonzept Flugplatz Ramstein. **In:** DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (Hrsg.), 10. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz, Frankfurt/M: 235-244.

RÜDDIGER, G. (1986): Untergrund-Sanierung im Mineralölbereich. *Erdöl-Erdgas-Kohle* **102** (2): 90-93.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2000): Materialien zur Altlastenbehandlung Nr. 1/2000 – Mikrobiologische Sanierungsverfahren. 123 S.

SALMINEN, J. M., PIRJO, M. T., SUORTTII, A.-M., & JØRGENSEN, K. S. (2004): Potential for Aerobic and Anaerobic Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons in Boreal Subsurface. *Biodegradation* **15**: 29-39.

SAVRIC, I., REEMTSMA T. & JEKEL, M. (2000): Is Organic Contaminant Release from Soils Affected by Microbial Activity? ConSoil 2000, 7. Int. FZK/TNO Conf. on Cont. Soil **2**: 720-726.

SCHEFFER, F. (2002): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Aufl., Enke, Stuttgart, 593 S.

SCHINNER, F. & SONNLEITNER, R. (1996a): Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik. Band I: Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer, Berlin, 450 S.

SCHINNER, F. & SONNLEITNER, R. (1996b): Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik, Band II: Bodenbewirtschaftung, Düngung und Rekultivierung. Springer, Berlin, 359 S.

SCHLEGEL, H.G. (1992): Allgemeine Mikrobiologie, 7. Aufl., Thieme, Stuttgart, 634 S.

SCHOLZ, J., MÜLLER, B.G., SCHWEDES, J., DECKWER, W.-D. (1996): Verbesserung der mikrobiellen Bodenreinigung in Feststoffreaktoren durch Desagglomeration. **In:** STEGMANN, R. (Hrsg.): Neue Techniken der Bodenreinigung, Economica, Bonn. Hamburger Berichte **10**: 411-422.

SCHULTZE, E. & MUHS, H. (1967): Bodenuntersuchungen für Ingenieurbauten. 2. Aufl., Springer, Berlin, 722 S.

SCHULZE-MAKUCH, D. (1998): Remediation of Hydrocarbons by Using an Integrated Approach of Risk Assessment and In Situ Microbial Methods. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 292-295.

SIEBER, M. (1997): Erfahrungen zum biologischen in-situ-Abbau von Kohlenwasserstoffen in Grundwässern. **In:** DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (Hrsg.), 12. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz: Möglichkeiten und Grenzen der Reinigung kontaminierter Grundwässer, Frankfurt/ M: 387-399.

SITTE, P.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F. & BRESINSKY, A. (1998): Strasburger - Lehrbuch der Botanik. 34. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - Jena, Lübeck - Ulm, 1007 S.

SITTLER, S.P. & CROSSMANN, T.L. (1997): Demonstration of Natural Intrinsic Remediation to Reduce Remedial Costs at a Petroleum Bulk Storage Terminal. Water Environment Federation 70th Annual Conference & Exposition, WEFTEC 1997/3: 47-57.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. (2003): Biometry – The Principles and Practice of Statistics in Biological Research. 3. Aufl., 8. Druckausgabe, W.H. Freemann and Company, New York, 887 S.

SONG, H.-G., WANG, X. & BARTHA, R. (1990): Bioremediation Potential of Terrestrial Fuel Spills. *Appl. Environ. Microbiol.* **56** (3): 652-656.

STALATUBE (2002): Rostfreier Edelstahl für Konstruktionen - Material-Info (6/2002). Informationen über die Materialien der Quadrat- und Rechteckrohre von Stalatube, 8 S.

STOUT, S. A. & LUNDEGARD, P. D. (1998): Intrinsic Biodegradation of Diesel Fuel in an Interval of Separate Phase Hydrocarbons. *Appl. Geochem.* **13** (7): 51-859.

SWANSON, M. (1999): Natural Attenuation of Fuel Hydrocarbons: Petroleum, Oil, and Lubricant Facility, Site ST41, Elmendorf Air Force Base, Alaska. **In:** WIEDEMEIER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J. & WILSON J.T. (Hrsg.): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. Wiley, New York: 483-504.

THOMAS, M.J., GORDY, V.R., BRUCE, C.L., HUTCHINS, S.R., SINCLAIR, J.L. & WARD, C.H. (1995): Microbial Activity in Subsurface Samples Before and During Nitrate-enhanced Bioremediation. **In:** HINCHEE, R.E., VOGEL, C.M. & BROCKMANN, F.J. (Hrsg): Microbial Processes for Bioremediation. *Bioremediation* **3** (8): 271-280.

TIBERG, E., ADAM, R., FISCHER, W., KNOBLAUCH, H., GENZ, U. & KAUN, E. (1993): Laboruntersuchungen zur mikrobiellen Abbaubarkeit verschiedener mineralölkontaminierter Böden. **In:** DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. (Hrsg.): Bewertung und Sanierung mineralöl-kontaminierter Böden: Resümee und Beiträge des 10. DECHEMA-Fachgespräches Umweltschutz gemeinsam mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle vom 24.-26.06.92: 442-447.

TOTSCHE, K. U., KÖGEL-KNABNER, I., HAAS, B., GEISEN, S. & SCHEIBKE, R. (2003a): Preferential Flow and Aging of NAPL in the Unsaturated Zone of a Hazardous Waste Site: Implications for Contaminant Transport. *J. Plant Nutr. Soil Sci*. **166:** 101-110.

TOTSCHE, K.U., JAHN, S. & KÖGEL-KNABER, I. (2003b): Natürliches Selbstreinigungsvermögen in der ungesättigen Bodenzone PAK kontaminierter anthropogener Standorte. Symposium zum Bayerischen Forschungsverbundvorhaben "Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des natürlichen Reinigungsvermögens" am 10. und 11. November 2003 beim Landesamt für Umweltschutz in Augsburg, 5 S.

TOTSCHE, K.W. & KÖGEL-KNABNER, I. (2000): Natural Attenuation Spezifische Probleme in der ungesättigten Bodenzone. **In:** DECHEMA GESELLSCHAFT FÜR CHEMISCHE TECHNIK UND BIOTECHNOLOGIE E.V. (Hrsg.), 2. Symposium Natural Attenuation – Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen. Tagungshandbuch, Frankfurt/M.: 13-15.

TOWNSEND, G.T., PRINCE, R.C. & SUFLITA, J.M. (2003): Anaerobic Oxidation of Crude Oil Hydrocarbons by the Resident Microorganisms of a Contaminated Anoxic Aquifer. *Environ. Sci. Technol.* **37** (5): 213-315.

TRÄNCKNER, S. & SCHMALZ, L. (2004): Laborgestützte Prognose von „natural attenuation“ Prozessen am Beispiel einer Rüstungsaltlast. *TerraTech* 3-4/2004: TT 21-24.

TRAPP, S. (2000): Aspekte der Phytoremediation organischer Schadstoffe. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox*. **12** (5): 246-255.

TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001, BGBl. I: 959.

TROY, M.A., BERRY, S.W. & JERGER, D.E. (1993): Biological Land Treatment of Diesel Fuel-Contaminated Soil: Emergency Response Through Closure. **In:** FLATHMAN, P.E., JERGER, D.E, & EXNER, H.H. (Hrsg.): Bioremediation Field Experience. Lewis Publishing: 145-160.

UMWELTBUNDESAMT (2006a): Beitrag der Altlastensanierung zum aktiven Flächenmanagement. www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/deutsch/2_1.htm.

UMWELTBUNDESAMT (2006b): Militärische Altlasten. www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/deutsch/2_5_1.htm.

UNTERARBEITSGRUPPE (UAG) "SICKERWASSER" DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE (2001): Handlungsempfehlungen zur Sickerwasserprognose für die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser - Grundzüge. *Z. angew. Geol.* **47**, 138-145.

VD LUFA METHODENBUCH (1991): Band I: Bestimmung des löslichen mineralischen Stickstoffs – Auszug. 20 S.

VD LUFA METHODENBUCH (1991): Band I: Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppellaktat (DL) – Auszug. 12 S.

VDI 3481: 08.1975 (03.2004 ersatzlos zurückgezogen): Messung gasförmiger Emissionen; Messen der Kohlenwasserstoff-Konzentration; Flammen-Ionisations-Detektor (FID) - Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.

VDI 3865: 01.1998. Messen organischer Bodenverunreinigungen - Blatt 2: Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 57 S.

VDI 3865: 10.1992: Messen organischer Bodenverunreinigungen - Blatt 1: Messen leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe; Messplanung für Bodenluft-Untersuchungsverfahren. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 8 S.

VDI 3865: E 11.1996. Messen organischer Bodenverunreinigungen – Blatt 3: Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösungsmittel. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 16 S.

VENKATRAMAN, S.N., KOSSON, D.S. & SCHURING, J.R. (1998): Transport and Biological Fate of Toluene in Low-permeability Soils. *Groundwater Mon. Rev.* **1**: 105-113.

WAARDE, J.J. VAN DER, DIJKHUIS, E.J., HENSSEN, M.J.C. & KEUNING, S. (1995): Enzyme Assays as Indicators for Biodegradation. **In:** HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S. & ONG, S.K.: Monitoring and Verification of Bioremediation. *Bioremediation* **3** (5): 59-63.

WALWORTH, J.L., WOOLARD, C.R., BRADDOCK, J.F. & REYNOLDS, C.M. (1997): The Role of Soil Nitrogen Concentration in Bioremediation. **In:** ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In Situ and On-site Bioremediation. *Bioremediation* **4** (4): 283-289.

WARRELMANN, J. (2001): Biologische Sanierungsverfahren. **In:** UMWELTBUNDESAMT (HRSG.): Leitfaden - Biologische Verfahren zur Bodensanierung, im Auftrag des BMBF, Berlin: 273-315.

WARRELMANN, J., HETTWER, K., HEYSER, W., PÜTTMANN, W., GAAB, S., DREWES, U. & VEHLHABER, D. (2006): Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone. Forschungsbericht 298 76 712/02. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie Bremen, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main, alphacon GmbH, Ganderkesee, Büro für Umweltgeologie, Hude. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Texte 02/06, Dessau, 74 S., http: //www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2999.pdf.

WESNIGK, J.B., KESKIN, M., JONAS, W., FIGGE, K. & RHEINHEIMER, G. (2001): Predictability of Biodegradation on the Environment: Limits of Prediction from Experimental Data. **In:** HUTZINGER, O.: The Handbook of Environmental Chemistry, Volume 2 (Reactions and Processes), Part K: 254-290

WIBBE, M. L. & BLANKE, M. M. (1999): Aliphatic Hydrocarbons in an Oil-contaminated Soil: Carbon Economy During Microbiological Decontamination. *Environ. Sci. Pollut. Res*. **6**: 2-6.

WIDRIG, D.L. & MANNING, J.F. (1995): Biodegradation of No. 2 Diesel Fuel in the Vadose Zone: A Soil Column Study. *Environ. Tox. & Chem.* **14** (11): 1813-1822.

WIEDEMEIER, T.H., WILSON, J.T., KAMPBELL, D.H. & MILLER, R.N. (1994): Proposed Air Force Guidelines for Successfully Supporting the Intrinsic Remediation (Natural Attenuation) Option at Fuel Hydrocarbon Contaminated Sites. *Ground Water Management* **18**: 159-171.

WIEDEMEIER, T.H., SWANSON, M.A., WILSON, J.T., KAMPBELL, D.H., MILLER, R.N. & HANSEN, J.E. (1995a): Patterns of Intrinsic Bioremediation at Two U.S. Air Force Bases. **In:** HINCHEE, R.E., WILSON, J.T. & DOUGLAS, C.D.: Intrinsic Bioremediation. Battelle Press, Columbus, Ohio: 31-51.

WIEDEMEIER, T.H., WILSON, J.T., KAMPBELL, D.H., MILLER, R.N. & HANSEN, J.E. (1995b): Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater. U.S. Air Force Center for Environmental Excellence, San Antonio, Texas, Vol. I + II.

WIEDEMEIER, T.H., SWANSON, M.A., MOUTOUX, D.E., GORDON, E.K., WILSON, J.T., WILSON, B.H., KAMPBELL, D.H., HAAS, P.E., MILLER, R.N., HANSEN, J.E. & CHAPELLE, F.H. (1998): Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater, National Risk Management Research Laboratory, EPA, Cincinnati, Ohio, EPA/600/R-98/128.

WIEDEMEIER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J. & WILSON J.T. (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface, Wiley, New York, 617 S.

WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde: eine Einführung. Spektrum, Heidelberg, 328 S.

WILSON, J. (1996): Visualization Experiments at the Pore Scale. **In:** KOBUS, H., BARZEWSKI, B. & KOSCHITZKY, H.-P. (Hrsg.): Groundwater and Subsurface Remediation; Research Strategies for In-situ Technologies. Springer, Berlin: 89-98.

WILSON, L. P., DURANT, N. D. & BOUWER, E. J. (1995): Aromatic Hydrocarbon Biotransformation under Mixed Oxygen/Nitrate Electron Acceptor Conditions. **In:** HINCHEE, R.E., VOGEL, C.M. & BROCKMANN, F.J. (Hrsg.): Microbial Processes for Bioremediation. *Bioremediation* **3** (8): 137-144.

WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES (2003): Guidance on Natural Attenuation for Petroleum Releases. Bureau for Remediation and Redevelopment. http://dnr.wi.gov/org/aw/rr/archives/pubs/RR614.pdf.

WÜRDEMANN, H., WITTMAIER, M., RINKEL, U. & HANERT, H.H. (1994): A Simple Method for Determining Deficiency of Oxygen During Soil Remediation. **In:** HINCHEE, R.E. (Hrsg.): Hydrocarbon Bioremediation. *Bioremediation* **2** (2): 454-458.

YARON, B., SUTHERLAND, P., GALIN, T. & ACHER, A.J. (1989): Soil Pollution by Petroleum Products, II. Adsorption-desorption of "Kerosene" Vapors on Soils. *J. Contam. Hydrol.* **4:** 347-358.

YARON, B., DROR, I., GRABER, E., JARSO, J., FINE, P., GERSTL, Z. (1998): Behaviour of Volatile Organic Liquid Mixtures in Soil Environment. **In:** RUBIN, H., NARKIS, N., & CARBERRY, J.: Soil and Aquifer Pollution. Non-aqueous Phase Liquids - Contamination and Reclamation. Springer, Berlin: 37-58.

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1.1: Ausbreitung von Kontaminationen mit Dieselkraftstoff (Leichtphase) in der ungesättigten Bodenzone (aus BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG 2000) 13

Abb. 1.2: Mikrobieller Abbau der Aliphate (aus LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991) 17

Abb. 1.3: Konzentrationsverteilung der n-Alkane in unverwittertem Dieselöl, unter Einfluss physikalischer Prozesse sowie unter Einfluss einer Kombination aus physikalischen und biologischen Prozessen (ASHLEY et al. 1994). 19

Abb. 1.4: Stöchiometrische Bilanz beim Abbau von Benzol unter Verbrauch verschiedener Elektronenakzeptoren und Redoxpotenzial der Prozesse bei pH = 7, T = 25 °C (nach WIEDEMEIER et al. 1995a und 1995b). 24

Abb. 1.5: Konzeptioneller Ablauf der verschiedenen Versuche im Feld-, Technikums- und Labormaßstab 32

Abb. 2.1: Übersichtskarte der Untersuchungsflächen auf dem TL Schäferhof-Süd sowie Foto des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals (Herbst 2003).....34

Abb. 2.2 Flussdiagramm für die Durchführung der Feldarbeiten im zweiten Teilschritt. 36

Abb. 2.3: Liner-Bohrungen am TL Schäferhof-Süd. 37

Abb. 2.4: Beprobung der Bodenluftpegel am TL Schäferhof-Süd. 41

Abb. 2.5: Probennahme des Sickerwassers mittels Saugkerzen. 42

Abb. 2.6: Rammkernbohrung zur Entnahme der Bodensäulen. 47

Abb. 2.7: Verdrängen von Luftsauerstoff aus den Bodenproben: a) Vakuum ziehen, b) Verschließen der Probenflaschen unter Einblasen von gasförmigem Stickstoff. 50

Abb. 2.8: Aufbau des Glassäulenversuchs. 51

Abb. 2.9: Aufbau der Bodensäulenversuche im Technikum der Fa. Umweltschutz Nord (linkes Bild, Boden in Liner projektiert) und im Technikum des UFT (rechtes Bild). 53

Abb. 3.1: Lageskizze der Bohrareale mit den Probennahmepunkten sowie der Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwassermessstellen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal. 65

Abb. 3.2: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001. 68

Abb. 3.3: MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte der Bohrareale B3 und B5 bei der Abschluss-beprobung in der ungesättigten Bodenzone (u: 0-4 m), dem Kapillarsaum (k: 4-6 m) und der gesättigten Bodenzone (g: 6-8 m). 69

Abb. 3.4: Ermittlung der Schadstoffminderung mit Hilfe der 95 %-Konfidenzintervalle der BTEX-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone: a) keine signifikante Konzentrations-abnahme aufgrund sich überschneidender Konfidenzintervalle, b) signifikante Konzentrationsabnahme (nach MEYERDIERKS et al. 2000). 72

Abb. 3.5: Boxplot-Diagramme der MKW-Gehalte in der ungesättigen Bodenzone (u) und der Kapillarzone (k) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9). 73

Abb. 3.6: Tiefenprofile der BTEX-Gehalte (Mittelwerte der Bodenproben pro Bohrmeter) in den Bohrarealen des Testfeldes (B1-B8) bei der Startbeprobung 2001 und bei der Abschlussbeprobung 2004. 74

Abb. 3.7: GC/MS-Chromatogramm einer Bodenprobe aus 2-3 m Bodentiefe (Testfeld, 2004). 76

Abb. 3.8: GC/MS-Chromatogramm einer Bodenprobe aus 4-6 m Bodentiefe (Testfeld, 2004). 76

Abb. 3.9: TOC- und DOC-Gehalte (mg kg^{-1}) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).....78

Abb. 3.10: Gesamtstickstoffgehalte (mg kg^{-1}) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).....79

Abb. 3.11: Phosphatgehalte (mg kg^{-1}) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).....79

Abb. 3.12: pH-Werte im Boden bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).....80

Abb. 3.13: Boxplot-Diagramm der pH-Werte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal bei der Start- und der Abschlussbeprobung.....81

Abb. 3.14: Bodenatmungsraten (mg CO_2 $24h^{-1}$ kg^{-1} TS) bei der Start- (2001) und der Abschlussbeprobung (2004).....82

Abb. 3.15: Nitrifikation und Ammoniumverbrauch (mg N kg^{-1} TS) bei der Startbeprobung (2001) sowie in einer Kontrollprobe (K).....83

Abb. 3.16: Gesamtkohlenstoffkonzentration (mg m^{-3}), Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt (Vol. %) sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole (mg m^{-3}) im Testfeld (T).....86

Abb. 3.17: Gesamtkohlenstoffkonzentration (mg m^{-3}) sowie Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt (Vol. %) im kontaminierten Vergleichsareal (Vk). Die Pfeile verdeutlichen die Jahreszeiteneffekte in den Sommer- und Wintermonaten.....86

Abb. 3.18: Gesamtkohlenstoffkonzentration (mg m^{-3}) sowie Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt (Vol. %) im unkontaminierten Vergleichsareal (Vuk).....87

Abb. 3.19: Spektrum der n-Alkane im Testfeld.....88

Abb. 3.20: Spektrum der BTEX-Aromaten im Testfeld.....88

Abb. 3.21: Spektrum der Alkylbenzole im Testfeld.....88

Abb. 3.22 Boxplot-Diagramme der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte (Vol. %) sowie der organischen Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, der n-Alkane, der BTEX-Konzentrationen und Alkylbenzolkonzentrationen (mg/m³) an den Bodenluftmessstellen.....89

Abb. 3.23: Boxplot-Diagramme des Sauerstoff- und Kohlendioxidgehaltes (Vol. %) an den Bodenluftmessstellen in den Jahren 2002, 2003 und 2004.....91

Abb. 3.24: Boxplot-Diagramme des organischen Gesamtkohlenstoffgehaltes und der n-Alkane (mg m^{-3}) im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal in den Jahren 2002, 2003 und 2004.....91

Abb. 3.25: Nitratkonzentrationen (mg l^{-1}) zwischen März 2002 und September 2004 an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.....97

Abb. 3.26: Boxplot-Diagramm der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.....97

Abb. 3.27: Boxplot-Diagramm der Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) und der Hydrogenkarbonatkonzentrationen (mmol l^{-1}) an den 2 m tiefen Messstellen.....98

Abb. 3.28: Boxplot-Diagramm des pH-Wertes und der TOC-Konzentrationen (mg l^{-1}) an den 2 m tiefen Messstellen.....99

Abb. 3.29: Eisenkonzentrationen (mg l^{-1}) zwischen März 2002 und September 2004 an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe..... 100

Abb. 3.30: Monatliche Niederschlagsmenge (mm) am TL Schäferhof-Süd in den Jahren 2002, 2003 und 2004..... 104

Abb. 3.31: Temperaturprofile am TL Schäferhof-Süd im Dezember 2003, April 2004, August 2004 und Oktober 2004..... 104

Abb. 3.32: a) MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Proben der ersten Flaschenversuchsserie nach 6 Wochen Versuchsdauer. b) Boxplot-Diagramm mit Medianwert und Streuung der MKW-Gehalte in den verschiedenen Varianten..... 109

Abb. 3.33: Flaschenversuchsserie 1: Nitratstickstoffgehalte (mg N kg^{-1} TS) und MKW-Gehalte (mg MKW kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn und nach 6 Wochen in der sauerstofflimitierten Nitrat-Variante (N1-P) bzw. der Kontroll-Variante (N1-K) (Mittelwerte mit Standardabweichung)..... 110

Abb. 3.34: Flaschenversuchsserie 1: Nitrat- und Ammoniumstickstoff (mg N kg^{-1} TS) sowie Phosphatgehalte (mg P kg^{-1} TS) und MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn, nach drei Wochen und nach 6 Wochen in den aeroben stimulierten Varianten (P) bzw. der Kontrollvariante (K) (Mittelwerte mit 95 %-Konfidenzintervallen). 111

Abb. 3.35: Zweite Flaschenversuchsserie: a) MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn, nach 4 Wochen und nach 8 Wochen in der Rückstellprobe (RP), in der aeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N1, K1) sowie in der anaeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N2, K2) (Mittelwerte mit 95%-Konfidenzintervallen). b) Boxplot-Diagramm der MKW-Gehalte in den verschiedenen Varianten nach 8 Wochen Versuchsdauer. 112

Abb. 3.36: Nitratstickstoff- und Phosphatgehalte (mg kg^{-1} TS) zu Versuchsbeginn, nach 4 Wochen und nach 8 Wochen in der Rückstellprobe (RP), in der aeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N1, K1) sowie in der anaeroben Nitrat- und Kontroll-Variante (N2, K2) (Mittelwerte mit 95%-Konfidenzintervallen). 113

Abb. 3.37: Basale Bodenatmungsraten (mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) der Nitrat-Variante zu Beginn der Flaschenversuchsserie 2 (t-$peak_{max}$: maximale Atmungsrate, µ: Wachstumsrate). 114

Abb. 3.38: Boxplot-Diagramm der MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodenproben der Glassäulen bei Versuchsende sowie Gehalte in den Rückstellproben RP-B3 (GS 1-5) und RP-B5 (GS 6). 117

Abb. 3.39: Tiefenverteilung des MKW-Gehalts (mg kg^{-1} TS) und der Trockensubstanz (%) in den Glassäulen bei Versuchsende sowie Gehalte in den Rückstellproben RP-B3 (GS 1-5) und RP-B5 (GS 6) (Ba = Säulenbasis). 118

Abb. 3.40: Tiefenverteilung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) in den Glassäulen GS 5 und GS 6 bei Versuchsende sowie pH-Wert und Leitfähigkeit in den Rückstellproben RP-B3 (GS 1-5) und RP-B5 (GS 6). 119

Abb. 3.41: Boxplot-Diagramme der pH-Werte und der elektrischen Leitfähigkeit in den Bodenproben der Glassäulen GS 5 und GS 6 im Vergleich zu den Rückstellproben RP-B3 und RP-B5 bei Versuchsende. 119

Abb. 3.42: Tiefenverteilung des Nitratstickstoff-, Ammoniumstickstoff- und Phosphatgehalts in den Glassäulen GS 1, GS 2, GS 3 und GS 4 bei Versuchsende 120

Abb. 3.43: Boxplot-Diagramme der Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalte in den Bodenproben der Glassäulen bei Versuchsende. 121

Abb. 3.44: MKW-Konzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Glassäulen in den jeweils vier Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. 121

Abb. 3.45: pH-Werte im Sickerwasser der Glassäulen in den jeweils vier Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. 123

Abb. 3.46: Elektrische Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) im Sickerwasser der Glassäulen in den jeweils 4 Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. 123

Abb. 3.47: Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser der Glassäulenversuche in den jeweils vier Probennahmeintervallen (Balken) von je 4-5 Wochen. 124

Abb. 3.48: Tiefenprofile der Trockensubstanz (%) a) in den Rammkernsondierungen und Bohrungen 2002 (m u. GOK) sowie b) in den Bodensäulen nach Versuchsende 2004. 127

Abb. 3.49: Tiefenprofile der MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) und der BTEX-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Rammkernsondierungen und Bohrungen 2002 (1-3 m u. GOK). 128

Abb. 3.50: MKW-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Top- und Basisproben bei der Entnahme der Bodensäulen (RP 2002), nach zwei Jahren gekühlter Lagerung (RP 2004) und in 5-20 cm bzw. 80-95 cm Bodentiefe nach Versuchsende (Pr. 2004). 129

Abb. 3.51: Tiefenprofile der MKW- und BTEX-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 und Ausgangsgehalte in den Top- und Basisproben zu Versuchsbeginn 2002. 129

Abb. 3.52: Identifizierte n-Alkane im MKW-Spektrum von Proben der Bodensäule S1. 130

Abb. 3.53: Boxplot-Diagramme der MKW- und BTEX-Gehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004. 131

Abb. 3.54: Tiefenprofile der pH-Werte und der Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 und Ausgangsgehalte in den Top- und Basisproben zu Versuchsbeginn 2002. 132

Abb. 3.55: Tiefenprofile der Nitrat- und Phosphatgehalte (mg kg^{-1} TS) in den Bodensäulen zu Versuchsende 2004 und Ausgangsgehalte in den Top- und Basisproben zu Versuchsbeginn 2002. 133

Abb. 3.56: Tiefenprofile der substratinduzierten Bodenatmungsrate 'RS max' (mg O_2 kg^{-1} h^{-1}) sowie der Wachstumsrate 'µ' (-) bis zum Erreichen der maximalen Atmung in den Bodensäulen S1 und S5 zu Versuchsende 2004. 134

Abb. 3.57: MKW-Konzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers während der Probennahmeintervalle. 136

Abb. 3.58: TOC- und TIC-Konzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers während der Probennahmeintervalle ... 137

Abb. 3.59: pH-Werte im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle. 138

Abb. 3.60: Redoxpotenzial (mV) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle. 139

Abb. 3.61: Leitfähigkeit (µS cm^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle. 139

Abb. 3.62: Nitratkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle. 140

Abb. 3.63: Ammoniumkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6), des zugegebenen Niederschlagswassers und der Calcium- bzw. Nitratlösung (Ca-N) während der Probennahmeintervalle. 141

Abb. 3.64: Eisenkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers während der Probennahmeintervalle. 142

Abb. 3.65: Sulfatkonzentrationen (mg l^{-1}) im Sickerwasser der Bodensäulen (S1-S6) sowie des zugegebenen Niederschlagswassers während der Probennahmeintervalle. 142

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse 22

Tab. 1.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse (Fortsetzung) 23

Tab. 2.1: Historische Entwicklung des Standortes TL Schäferhof. 33

Tab. 2.2: Schlüsselparameter zur Identifizierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone am Standort TL Schäferhof-Süd. 35

Tab. 2.3: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenproben. 38

Tab. 2.3: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenproben (Fortsetzung). 39

Tab. 2.4 Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenluftproben. 41

Tab. 2.5: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sicker- und Grundwasserproben. 43

Tab. 2.5: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sicker- und Grundwasserproben (Fortsetzung). 44

Tab. 2.6: Übersicht der Versuchsbedingungen der verschiedenen Ansätze in der ersten Flaschenversuchsserie. 49

Tab. 2.7: Übersicht der Versuchsbedingungen der verschiedenen Ansätze in der zweiten Flaschenversuchsserie. 50

Tab. 2.8: Übersicht der Versuchsbedingungen für die verschiedenen Glassäulen. 52

Tab. 2.9: Versuchsdesign bei den Bodensäulenversuchen. 54

Tab. 2.10: Geräteparameter bei der MKW-Messung am GC 3 (*HP-5890*) und GC 4 (*HP-5890*). 56

Tab. 2.11: Geräteparameter bei der Messung der Headspace-Proben am GC-2 (*HP-6890*). 57

Tab. 2.12: Messbedingungen und Reagenzienzusätze für die Bestimmung von Nitrat- und Ammoniumstickstoff sowie Phosphat mittels Fließanalytik. 59

Tab. 2.13: Geräteparameter bei der TC/IC-Messung am *Shimadzu TOC-Vcpn.* 62

Tab. 2.14: Geräteparameter bei AAS-Messung am *Perkin Elmer 2380.* 63

Tab. 3.1: Prozentualer Anteil der Mittel- und Medianwerte des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung 2004 gegenüber der Startbeprobung 2001.. 71

Tab. 3.2: Abbauraten 0. Ordnung und maximale Abbaukonstanten 1. Ordnung für BTEX, Alkylbenzole und MKW im Testfeld. Berechnung auf Grundlage der Medianwerte und einer Zeitspanne von 1040 Tagen. 75

Tab. 3.3: Sauerstoff-, Kohlendioxid- und Methangehalte (Vol.%) sowie Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Summe der n-Alkane, BTEX und andere Alkylbenzole (mg/m³) zwischen Januar 2001 und September 2004. 85

Tab. 3.4: Mit Hilfe der Henry-Konstanten aus den Bodenluftkonzentrationen (BL) resultierende Schadstoffbelastungen im Sickerwasser (SW). 93

Tab. 3.5: MKW-Gehalte (Febr. 2002 und März 2004), Trockensubstanz (TS), maximale Wasserhaltekapazität (WHK_{max}), pH-Wert und Kalkbedarf des Bodenmaterials für die Batch- und Glassäulenversuche. 106

Tab. 3.6: Mittlere pH-Werte der Ansätze im Vorversuch. Der jeweils optimale Ansatz in jedem Versuchslauf ist grau hinterlegt. 107

Tab. 3.7: Organoleptische Befunde in den Sickerwasserproben des Glassäulenversuches. 122

Tab. 3.8: Organoleptische Befunde in den Sickerwasserproben der Bodensäulenversuche. 135

Danksagung

Als Erstes möchte ich mich für die wissenschaftliche Betreuung dieser Arbeit ganz herzlich bei Prof. Dr. Jürgen Warrelmann und Prof. Dr. Wolfgang Heyser vom Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT) der Universität Bremen bedanken. Mit ihren wertvollen Anregungen und Kritiken wusste ich meine Forschung bestens begleitet. Mein Dank geht außerdem an Prof. Dr. Martin Diekmann, der das Zweitgutachten übernommen hat, sowie an die Mitglieder der Prüfungskommission Dr. Heinrich Höper, Ulrike Jakob und Anne Weber.

Ausgesprochen dankbar bin ich allen Kolleginnen und Kollegen der AG Heyser im UFT für die nette Arbeitsatmosphäre und die ständige Unterstützung, insbesondere Helga Wehrkamp, Anke Toltz, Ina Cording, Uschi Stoll, Nadia Keddig, Antje Seebeck, Christoph Kulmann, Frank Eggerstedt-Lehmann und Ruth Krumrey-Rosch.

Gleichermaßen gilt mein Dank Peter Behrend aus der AG Jastorff für die zahlreichen Schadstoffanalysen, meiner studentischen Hilfskraft Alexandra Symonds für die verlässliche Probenvorbereitung, Marion Ahlbrecht aus der AG Diekmann für die Einführung in die Fließanalytik, Michael Birkner für die tatkräftige Hilfe beim Versuchsaufbau im Technikum des UFT sowie Falko Berger, der mir bei allen Computerproblemen und Installationswünschen ausdauernd zur Seite stand.

Die Grundlage für die Arbeit legte ein Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes zu „Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone". Ein Dankeschön an alle daran Beteiligten. Vielen Dank auch den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Firma Umweltschutz Nord und der Firma alphacon in Ganderkesee, insbesondere Uwe Drewes, Dieter Vehlhaber und Ulrich Walter sowie dem Biologielabor für die Zusammenarbeit bei den Bodensäulenversuchen. Auch Simone Gaab von der Universität Frankfurt am Main sei an dieser Stelle dankend erwähnt, denn sie sorgte für produktive Wechselwirkungen mit dem Forschungsbereich der gesättigten Bodenzone.

Einen ganz speziellen Dank richte ich an Rolf Hundack, der mich während der gesamten Arbeit unterstützte und schließlich unermüdlich Korrektur las. Für weitere Korrekturhilfen sei meiner Wohngemeinschaft gedankt.

Letztlich möchte ich mich noch für die ideelle Unterstützung bei meinen Eltern, meinen Freundinnen und Freunden und bei allen bisher ungenannten Personen, die darüber hinaus zum Gelingen der Dissertation beigetragen haben, herzlich bedanken.

Anhang

Anhang 1 Lagepläne

1.1 Übersichtsplan des TL Schäferhof-Süd (Nienburg/Weser)
1.2 Lageplan: Bohrpunkte und Messstellen auf dem TL Schäferhof-Süd

Anhang 2 TL Schäferhof-Süd

2.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse in den Bohrarealen B1-B10
2.2 Grafische Übersicht der Analysenergebnisse
2.3 Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (B11)
2.4 Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte
2.5 Schadstoffverteilung in Boxplot-Diagrammen
2.6 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring
2.7 Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring
2.8 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring
2.9 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Sickerwasserbeprobung
2.10 Klimadaten von Dez. 2001 – Nov. 2004

Anhang 3 Labor- und Technikumsversuche

3.1 Flaschenversuchsserie 1: Analysenergebnisse
3.2 Flaschenversuchsserie 2: Analysenergebnisse
3.3 Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Boden
3.4 Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser
3.5 Glassäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste
3.6 Bodensäulenversuche: Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile
3.7 Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden
3.8 Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser
3.9 Bodensäulenversuche: Bodenatmungswerte von S1 und S5
3.10 Bodensäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste

Anhang 4 Literatur

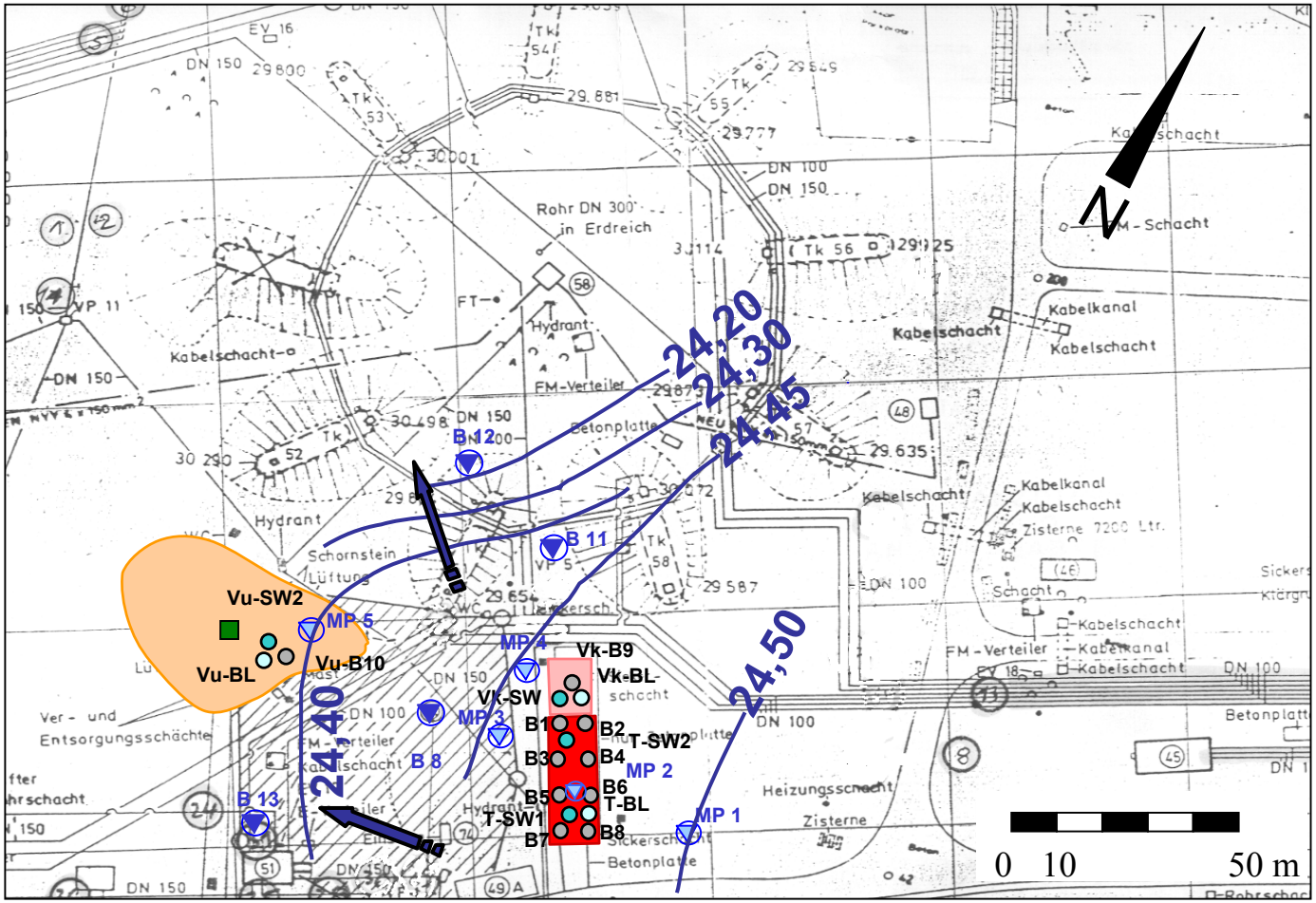
4.1 Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften – Literaturstudie
4.2 Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone – Abschlussbericht
4.3 Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

Anhang 1 Lagepläne

1.1 Übersichtsplan des TL Schäferhof-Süd (Nienburg/Weser)

1.2 Lageplan: Bohrpunkte und Messstellen auf dem TL Schäferhof-Süd

Anhang 1.1
Übersichtsplan des Tanklagers Schäferhof-Süd (Nienburg/Weser)



Maßstab ca. 1 : 1.500 (Kartengrundlage Bestandsplan Staatshochbauamt Wunstorf vom 8.8.1990)

(GWM = Grundwassermessstellengruppe, SWM = Sickerwassermessstellengruppe, BLM = Bodenluftmessstelle)

Legende

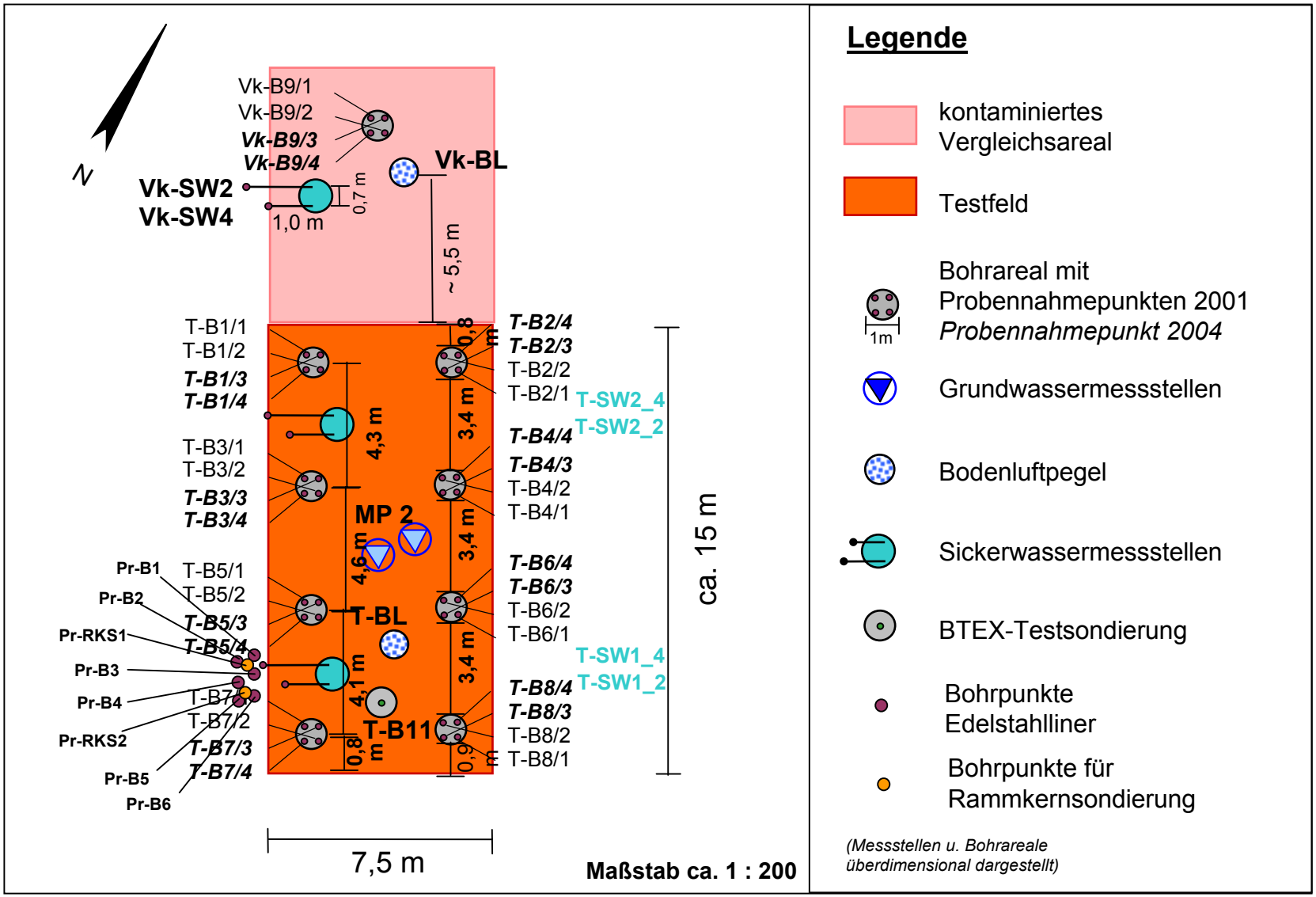
- Vergleichsareal unkontaminiert
- Vergleichsareal kontaminiert
- Testfeld
- Vorhandene Ölschäden n. Bestandsplan
- GWM
- 24,20 GW-Gleichen vom 2.12.2001

Teilschritt 2

- Bohrareal
- GWM
- BLM
- SWM
- Wetterstation

(Messstellen u. Bohrareale überdimensional dargestellt)

Anhang 1.2
Lageplan: Bohrpunkte und Messstellen auf dem TL Schäferhof-Süd (Testfeld, kontaminiertes Vergleichsareal)



Legende

- kontaminiertes Vergleichsareal
- Testfeld
- Bohrareal mit Probennahmepunkten 2001 (1m)
- *Probennahmepunkt 2004*
- Grundwassermessstellen
- Bodenluftpegel
- Sickerwassermessstellen
- BTEX-Testsondierung
- Bohrpunkte Edelstahlliner
- Bohrpunkte für Rammkernsondierung

(Messstellen u. Bohrareale überdimensional dargestellt)

Anhang 2 TL Schäferhof-Süd

2.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse in den Bohrarealen B1-B10
2.2 Grafische Übersicht der Analysenergebnisse
2.3 Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (B11)
2.4 Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte
2.5 Schadstoffverteilung in Boxplot-Diagrammen
2.6 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring
2.7 Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring
2.8 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring
2.9 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Sickerwasserbeprobung
2.10 Klimadaten von Dez. 2001 – Nov. 2004

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 1/1, K1	T-B 1/1, K2	T-B 1/1, K3	T-B 1/1, K3	T-B 1/1, K4	T-B 1/1, K5	T-B 1/1, K6
Probenahme		06.12.2001	06.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 378	DU 379	DU 409	DU 409Doppel	DU 410	DU 411	DU 412
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	3.600	2.300
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	19.000	42.000
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	230	230	1.300	70.000	59.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	280	< 100	990	990	6.200	220.000	180.000
o-Xylole	µg/kg TS	150	< 100	< 100	< 100	160	70.000	59.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	430		1.200	1.200	7.700	380.000	340.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.900	1.600
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	170	180	840	20.000	18.000
Mesitylen	µg/kg TS	1.100	< 100	2.900	3.200	8.900	69.000	55.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.000	< 100	5.700	6.300	19.000	130.000	100.000
Hemellitol	µg/kg TS	720	< 100	2.500	2.800	7.300	46.000	34.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	3800		11.000	12.000	36.000	270.000	210.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	330	220	520	550	1.200	6.800	9.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	230	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,8	95,8	97,0	97,3	97,1	93,4	90,4

Proben-Bez.		T-B 1/2, K1	T-B 1/2, K2	T-B 1/2, K3	T-B 1/2, K3	T-B 1/2, K4	T-B 1/2, K5	T-B 1/2, K6
Probenahme		06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 372	DU 373	DU 374	DU 374Doppel	DU 375	DU 376	DU 377
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.400
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	6.300
Ethylbenzol	µg/kg TS	230	< 100	220	290	< 100	4.300	52.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	3.000	< 100	1.000	1.400	500	20.000	170.000
o-Xylole	µg/kg TS	950	< 100	< 100	110	< 100	400	39.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	4.200		1.200	1.800	500	25.000	270.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.100
Cumol	µg/kg TS	300	< 100	180	220	< 100	1.900	16.000
Mesitylen	µg/kg TS	4.200	370	3.900	4.500	1.300	9.600	54.000
Pseudocumol	µg/kg TS	7.600	590	7.400	8.500	2.800	20.000	100.000
Hemellitol	µg/kg TS	2.800	300	3.200	3.700	1.200	7.000	35.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	15.000	1.300	15.000	17.000	5.300	39.000	210.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	490	210	960	880	260	2.600	8.700
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			270				
Trockensubstanz	%	91,7	95,6	96,5	96,4	95,8	94,8	88,7

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 2/1, K1	T-B 2/1, K2	T-B 2/1, K3	T-B 2/1, K3	T-B 2/1, K4	T-B 2/1, K5	T-B 2/1, K6
Probenahme		10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 436	DU 437	DU 438	DU 438Doppel	DU 439	DU 440	DU 441
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.300	9.200
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	290	290	140	6.900	37.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	210	4.800
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS			290	290	140	8.400	51.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	140
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.000	3.800
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	260	1.600	1.900	440	6.900	15.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	150	170	560	14.000	30.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	440	500	270	4.900	9.700
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS		260	2.200	2.600	1.300	27.000	59.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	830	3.700	2.800	3.000	730	1.900	8.200
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			2.000				
Trockensubstanz	%	92,1	95,6	95,3	95,2	96,2	92,9	90,4

Proben-Bez.		T-B 2/2, K1	T-B 2/2, K2	T-B 2/2, K3	T-B 2/2, K3	T-B 2/2, K4	T-B 2/2, K5	T-B 2/2, K6
Probenahme		10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 430	DU 431	DU 432	DU 432Doppel	DU 433	DU 434	DU 435
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	250
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	3.200	15.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	15.000	57.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	900	10.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						19.000	82.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	310
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.600	5.700
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	200	8.700	21.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	330	17.000	42.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	180	5.900	14.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS					710	33.000	83.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	650	150	200	190	420	3.200	6.400
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			100				
Trockensubstanz	%	92,9	96,2	95,9	95,8	95,0	92,4	86,4
Benzoesäure	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 3/1, K1	T-B 3/1, K2	T-B 3/1, K3	T-B 3/1, K3	T-B 3/1, K4	T-B 3/1, K5	T-B 3/1, K6
Probenahme		06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 366	DU 367	DU 368	DU 368Doppel	DU 369	DU 370	DU 371
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	270
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	280
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	380	13.000	23.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	1.700	56.000	90.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	560	1.200
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS					2.100	70.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	250	4.500	8.200
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	2.100	20.000	32.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	5.000	45.000	68.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	1.800	16.000	25.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS					9.200	86.000	130.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	550	7.300	7.900
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			16				
Trockensubstanz	%	90,6	94,9	94,8	93,8	95,3	92,9	87,5

Proben-Bez.		T-B 3/2, K1	T-B 3/2, K2	T-B 3/2, K3	T-B 3/2, K3	T-B 3/2, K4	T-B 3/2, K5	T-B 3/2, K6
Probenahme		05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	06.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 288	DU 289	DU 290	DU 290Doppel	DU 291	DU 292	DU 365
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	190
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110	220
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	490	16.000	20.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	130	< 100	< 100	< 100	2.200	68.000	81.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	760	1.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	130				2.700	85.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	310	5.900	6.500
Mesitylen	µg/kg TS	260	< 100	< 100	< 100	2.500	28.000	27.000
Pseudocumol	µg/kg TS	420	< 100	< 100	< 100	6.000	62.000	60.000
Hemellitol	µg/kg TS	180	< 100	< 100	< 100	2.200	24.000	23.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	860				11.000	120.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	670	< 100	< 100	370	660	2.300	12.000
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			34				
Trockensubstanz	%	91,9	95,3	92,5	93,4	96,2	95,2	89,9

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 4/1, K1	T-B 4/1, K2	T-B 4/1, K3	T-B 4/1, K3	T-B 4/1, K4	T-B 4/1, K5	T-B 4/1, K6
Probenahme		07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 413	DU 414	DU 415	DU 415Doppel	DU 416	DU 417	DU 418
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	150
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	1.400	1.000	6.200	5.700	26.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	440	1.400	9.800	7.100	34.000	25.000	100.000
o-Xylole	µg/kg TS	160	550	770	570	850	730	3.200
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	600	2.000	12.000	8.700	41.000	31.000	130.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	700	500	3500	3.000	11.000
Mesitylen	µg/kg TS	270	1.400	8.600	6.500	20.000	14.000	40.000
Pseudocumol	µg/kg TS	520	1.100	13.000	9.600	38.000	29.000	79.000
Hemellitol	µg/kg TS	240	860	5.700	4.400	14.000	10.000	28.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	1.000	3.400	28.000	21.000	76.000	56.000	160.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.600	4.000	3.900	4.300	4.000	3.400	4.800
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			2.600				
Trockensubstanz	%	91,7	96,0	95,2	94,7	96,4	94,3	91,6

Proben-Bez.		T-B 4/2, K1	T-B 4/2, K2	T-B 4/2, K3	T-B 4/2, K3	T-B 4/2, K4	T-B 4/2, K5	T-B 4/2, K6
Probenahme		07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 419	DU 420	DU 421	DU 421Doppel	DU 422	DU 423	DU 424
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	130
Ethylbenzol	µg/kg TS	130	< 100	1.100	680	3.000	4.900	26.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	2.900	4.800	12.000	6.900	18.000	22.000	95.000
o-Xylole	µg/kg TS	1.000	1.900	1.800	1.000	370	570	2.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	4.000	6.700	15.000	8.600	21.000	27.000	120.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	280	160	1600	2.000	8.200
Mesitylen	µg/kg TS	1.300	4.300	8.600	4.400	8.700	9.900	29.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.100	5.400	9.400	5.100	18.000	21.000	59.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.100	2.600	4.800	2.800	6.200	8.200	21.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	4.500	12.000	23.000	12.000	35.000	41.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	2.700	4.500	6.500	6.500	3.100	3.300	6.800
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			5.200				
Trockensubstanz	%	92,1	96,5	96,2	96,4	97,1	95,2	91,7

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 5/1, K1	T-B 5/1, K2	T-B 5/1, K3	T-B 5/1, K3	T-B 5/1, K4	T-B 5/1, K5	T-B 5/1, K6
Probenahme		05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 293	DU 294	DU 295	DU 295Doppel	DU 296	DU 297	DU 298
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	300
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	190
Ethylbenzol	µg/kg TS	290	2.300	4.100	5.400	2.800	6.000	19.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	1.200	12.000	19.000	27.000	11.000	26.000	79.000
o-Xylole	µg/kg TS	240	3.900	2.500	3.900	300	410	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	1.700	18.000	26.000	36.000	14.000	32.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	120	120	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	140	1.300	2.500	1.800	1300	2.300	7.100
Mesitylen	µg/kg TS	1.500	11.000	18.000	13.000	8.700	14.000	33.000
Pseudocumol	µg/kg TS	3.700	26.000	44.000	32.000	22.000	36.000	74.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.800	10.000	16.000	12.000	7.900	13.000	29.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	7.100	48.000	81.000	59.000	40.000	65.000	140.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.300	5.100	6.100	5.700	2.700	4.700	9.100
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			4.500				
Trockensubstanz	%	91,1	95,8	93,8	93,9	95,9	94,6	90,0

Proben-Bez.		T-B 5/2, K1	T-B 5/2, K2	T-B 5/2, K3	T-B 5/2, K3	T-B 5/2, K4	T-B 5/2, K5	T-B 5/2, K6
Probenahme		04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 277	DU 278	DU 279	DU 279Doppel	DU 285	DU 286	DU 287
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	240
Toluol	µg/kg TS	< 100	110	< 100	< 100	< 100	< 100	240
Ethylbenzol	µg/kg TS	1.200	3.700	6.400	4.300	4.000	5.000	20.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	5.800	19.000	32.000	22.000	20.000	23.000	79.000
o-Xylole	µg/kg TS	2.000	6.200	4.400	3.300	290	620	1.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	9.000	29.000	43.000	30.000	24.000	29.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	180	130	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	470	1.400	2.700	1.900	1700	2.000	7.200
Mesitylen	µg/kg TS	4.500	10.000	19.000	14.000	12.000	12.000	32.000
Pseudocumol	µg/kg TS	10.000	24.000	43.000	33.000	29.000	30.000	73.000
Hemellitol	µg/kg TS	4.300	9.700	17.000	13.000	11.000	11.000	28.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	19.000	45.000	82.000	62.000	54.000	55.000	140.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.200	5.600	6.000	5.600	3.500	3.800	10.000
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			4.300				
Trockensubstanz	%	92,2	95,1	94,8	94,5	96,3	95,4	92,1

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 6/1, K1	T-B 6/1, K2	T-B 6/1, K3	T-B 6/1, K3	T-B 6/1, K4	T-B 6/1, K5	T-B 6/1, K6
Probenahme		03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 231	DU 232	DU 233	DU 233Doppel	DU 234	DU 235	DU 236*
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110
Ethylbenzol	µg/kg TS	280	< 100	< 100	< 100	430	5.800	19.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	1.700	500	270	200	2.100	25.000	73.000
o-Xylole	µg/kg TS	260	< 100	< 100	< 100	< 100	340	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	2.200	500	270	200	2.500	31.000	93.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	170	< 100	< 100	< 100	230	2.100	5.900
Mesitylen	µg/kg TS	2.400	900	550	380	1.700	11.000	24.000
Pseudocumol	µg/kg TS	4.000	1.900	1.200	830	4.000	24.000	51.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.900	810	530	360	1.600	9.000	19.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	8.500	3.600	2.300	1.600	7.500	46.000	100.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.400	830	450	370	1.200	6.400	9.400
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			220				
Trockensubstanz	%	92,2	95,9	93,0	93,9	95,8	94,1	88,1

Proben-Bez.		T-B 6/2, K1	T-B 6/2, K2	T-B 6/2, K3	T-B 6/2, K3	T-B 6/2, K4	T-B 6/2, K5	T-B 6/2, K6
Probenahme		03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	04.12.2001	04.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 237	DU 238	DU 239	DU 239Doppel	DU 240	DU 263	DU 264
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110	120
Ethylbenzol	µg/kg TS	200	1.700	3.000	5.100	2.900	13.000	16.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	980	10.000	16.000	26.000	15.000	55.000	63.000
o-Xylole	µg/kg TS	240	1.700	1.200	2.100	350	820	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	1.400	13.000	20.000	33.000	18.000	69.000	80.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	850	2.100	1.200	1200	4.500	4.800
Mesitylen	µg/kg TS	940	8.100	13.000	7.800	7.300	22.000	20.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.000	17.000	27.000	17.000	16.000	48.000	44.000
Hemellitol	µg/kg TS	830	7.100	11.000	6.400	6.100	18.000	16.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	3.800	33.000	53.000	32.000	31.000	93.000	85.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.900	4.500	5.200	4.600	5.300	6.000	8.000
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			3.700				
Trockensubstanz	%	91,2	96,0	94,9	95,2	95,5	94,6	89,1

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		**T-B 7/1, K1**	**T-B 7/1, K2**	**T-B 7/1, K3**	**T-B 7/1, K3**	**T-B 7/1, K4**	**T-B 7/1, K5**	**T-B 7/1, K6**
Probenahme		04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 265	DU 266	DU 267	DU 267 Doppel	DU 268	DU 269	DU 270
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	440	3.400	3.000	1.600	2.500	9.700
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	1.400	14.000	12.000	6.800	12.000	43.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	470	3.300	2.900	460	320	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS		2.300	21.000	18.000	8.900	15.000	54.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	210	1.600	1300	770	1.200	3.700
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	2.500	12.000	11.000	5.600	7.400	19.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	5.500	29.000	24.000	14.000	18.000	47.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	2.200	11.000	9.300	5.300	7.000	19.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS		10.000	54.000	46.000	26.000	34.000	89.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	680	3.700	8.700	8.900	4.600	3.600	9.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			3.500				
Trockensubstanz	%	91,4	93,4	92,5	92,5	94,0	94,0	88,4
Benzoesäure	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
pH-Wert	-	5,1	5,4	4,5		4,8	5,1	5,1
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	398	142	90,7		54,5	< 50	64,8
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	< 2,0		< 2,0	2,0	< 2,0
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	2,91	2,6		2,1	< 2,0	< 2,0
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	30	< 8,0	16,7		< 8,0	< 8,0	< 8,0
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	39,4	22,8	46,1		25,5	13,4	61,7
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	61,7	86,2	223,0		29,4	10,7	64,4
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5		< 2,5	< 2,5	< 2,5
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	-20	-1,7	-10,5		-8,7	1,3	1,9
TOC	mg/kg TS	3.530	3.150	3.160		2.480	1.780	4.610
DOC im S4-Eluat	mg/l	7,2	7,2	4,7		4,2	4,3	6,7
Karbonat	mg/kg TS							
Eisen	mg/kg TS	3.420	2.420	3.380	3.390	1.840	1.780	2.400
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	< 0,1	< 0,1	0,2	0,4	0,5	0,7	0,7
MKW > C40 im S4-Eluat	mg/l							
Korngrößenverteilung	mm	0,06-8	0,06-8	0,06-16		0,06-8	0,06-16	0,06-16
Porenanteil	Vol. %	27,1	26,8	31,6		33,9	33,1	n.b.
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$1*10^{-5}$	$3*10^{-4}$	$6*10^{-4}$		$2*10^{-4}$	$1*10^{-4}$	$1*10^{-4}$

Proben-Bez.		T-B 7/2, K1	T-B 7/2, K2	T-B 7/2, K3	T-B 7/2, K3	T-B 7/2, K4	T-B 7/2, K5	T-B 7/2, K6
Probenahme		04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 271	DU 272	DU 273	DU 273Doppel	DU 274	DU 275	DU 276
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	290	770	1.300	1.400	4.300	4.900	8.200
m/p-Xylole	µg/kg TS	1.500	3.000	5.000	5.200	18.000	22.000	35.000
o-Xylole	µg/kg TS	650	430	1.200	1.300	1.200	550	1.200
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	2.400	4.200	7.500	7.900	24.000	27.000	44.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	150	380	650	670	1800	2.200	3.000
Mesitylen	µg/kg TS	2.300	5.400	6.400	6.600	12.000	13.000	15.000
Pseudocumol	µg/kg TS	5.100	12.000	15.000	15.000	28.000	33.000	38.000
Hemellitol	µg/kg TS	2.200	5.000	5.900	6.100	11.000	13.000	15.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	9.800	23.000	28.000	28.000	53.000	61.000	71.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.600	4.700	6.000	6.300	10.000	4.300	9.700
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			4.400				
Trockensubstanz	%	92,1	94,6	94,4	94,9	94,2	94,4	89,3

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 8/1, K1	T-B 8/1, K2	T-B 8/1, K2	T-B 8/1, K2	T-B 8/1, K3	T-B 8/1, K3	T-B 8/1, K4	T-B 8/1, K5	T-B 8/1, K6
Probenahme		30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001
Entnahmetiefe		0,00-1,00 m	1,00-1,20 m	1,20-1,70 m	1,70-2,00 m	2,00-3,00 m	2,00-3,00 m	3,00-4,00 m	4,00-5,00 m	5,00-6,00m
Labor-Nummer		DU 178	DU 179	DU 180	DU 181	DU 182	DU182Doppel	DU 183	DU 184	DU 185
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	180	520
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	1.900	1.800	2200	12.000	18.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	140	8.100	7.800	7.300	45.000	74.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	290	300	150	3.800	9.900
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS				140	10.000	9.900	9.700	61.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	300
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	660	650	670	3.300	5.300
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	340	7.600	7.900	4.400	17.000	24.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	330	22.000	22.000	14.000	44.000	59.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	560	10.000	11.000	5.800	18.000	23.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS				1.200	40.000	42.000	25.000	82.000	110.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	420	500	1.400	4.700	6.500	6.000	3.900	4.300	7.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS					4.500				
Trockensubstanz	%	91,2	89,0	93,5	91,8	93,8	94,6	94,8	95,3	81,0

Proben-Bez.		T-B 8/2, K1	T-B 8/2, K2	T-B 8/2, K3	T-B 8/2, K3	T-B 8/2, K4	T-B 8/2, K5	T-B 8/2, K6		
Probenahme		30.11.2001	30.11.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001		
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m		
Labor-Nummer		DU 186	DU 187	DU 227	DU227Doppel	DU 228	DU 229	DU 230		
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	150		
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	440	710	1.900	6.900	9.800		
m/p-Xylole	µg/kg TS	170	450	2.300	3.500	7.700	27.000	40.000		
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	140	100	1.100	2.800		
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	170	450	2.700	4.400	9.700	35.000	53.000		
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	130	200	550	2.000	2.900		
Mesitylen	µg/kg TS	730	840	2.100	3.200	3.400	10.000	14.000		
Pseudocumol	µg/kg TS	2.200	1.100	5.700	8.600	10.000	28.000	35.000		
Hemellitol	µg/kg TS	1.100	970	2.900	4.300	4.300	11.000	14.000		
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	4.000	2.900	11.000	16.000	18.000	51.000	66.000		
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.800	3.900	4.800	5.400	3.400	7.300	8.200		
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			3.700						
Trockensubstanz	%	91,1	94,2	94,2	95,4	96,3	92,9	89,8		

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		**VK-B-9/1, K1**	**VK-B-9/1, K2**	**VK-B-9/1, K3A**	**VK-B-9/1, K3B**	**VK-B-9/1, K4**	**VK-B-9/1, K5**	**VK-B-9/1, K6**
Probenahme		21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 008	DW 009	DW 010	DW 011	DW 012	DW 013	DW 014
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	350	8.900
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.000	20.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	130	7.700
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						1.500	37.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	230
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	200	2.800
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.300	11.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	3.100	25.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.200	9.200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						5.800	48.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	190	< 100	310	380	< 100	300	4.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			110				
Trockensubstanz	%	90,9	96,1	96,7	96,4	95,9	93,3	91,0
Benzoesäure	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4		< 0,4	< 0,4	< 0,4
pH-Wert	-	5,4	4,9	4,9		5,0	5,1	5,6
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	251	50,0	67,7		< 50,0	< 50,0	< 50,0
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	< 2,0		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	2,2	< 2,0	< 2,0		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	30	< 8	< 8		< 8	< 8	< 8
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	22,1	< 10	< 10		< 10	< 10	< 10
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	25,5	13,7	< 4,0		5,6	< 4,0	11,3
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	29,46	< 2,5	< 2,5		< 2,5	< 2,5	< 2,5
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	32,8	-18,7	8,2		-5,4	2,6	28,2
TOC	mg/kg TS	3.440	150	280		100	170	1.930
DOC im S4-Eluat	mg/l	7,0	2,8	5,0		2,7	3,2	3,6
Karbonat	mg/kg TS							
Eisen	mg/kg TS							
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	0,4
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Proben-Bez.		VK-B-9/2, K1	VK-B-9/2, K2	VK-B-9/2, K3A	VK-B-9/2, K3B	VK-B-9/2, K4	VK-B-9/2, K5	VK-B-9/2, K6
Probenahme		21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 015	DW 016	DW 017	DW 018	DW 019	DW 020	DW 021
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	250	500
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	4.300	9.200
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	10.000	20.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	5.000	11.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						20.000	41.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	150	310
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.500	3.100
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	6.600	12.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	15.000	26.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	5.400	9.200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						29.000	51.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	300	280	< 100	< 100	< 100	2.600	4.600
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			42				
Trockensubstanz	%	92,9	94,5	96,8	97,1	95,8	93,8	91,8
Korngrößenverteilung	mm	0,06-15	0,07-15	0,07-15		0,06-8	0,06-8	0,06-8
Porenanteil	Vol. %	28,0	30,1	31,8		32,2	32,6	29,9
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$5*10^{-5}$	$1*10^{-4}$	$1*10^{-4}$		$2*10^{-4}$	$7*10^{-4}$	$7*10^{-4}$

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		**VU-B-10/1, K1**	**VU-B-10/1, K2**	**VU-B-10/1, A**	**VU-B-10/1, B**	**VU-B-10/1, K3**	**VU-B-10/1, K4**	**VU-B-10/1, K5**
Probenahme		22.01.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 033	DW 034	DW 035	DW 036	DW 037	DW 038	DW 039
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	720	570
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.900	1.400
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110	110
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						2.700	2.100
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	360	270
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	2.000	1.400
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	4.100	3.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.400	1.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						7.900	5.700
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	240	< 100	190	200	< 100	180	160
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			43				
Trockensubstanz	%	92,1	93,3	91,8	91,8	89,1	87,2	87,6
Benzoesäure	mg/kg TS							
pH-Wert	-	6,4	7,0	nicht		6,6	6,3	6,8
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	341	101	ausreichendes		101	124	79,9
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	Probenmaterial		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	vorhanden,		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	19	21	somit		16	16	12
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	888	41,9	keine		364	560	268
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	103	44,3	Analysen		4,8	129	213
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	83,97	77,0			34	18	< 2,5
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	127,92	115,1			48,4	45	-1
TOC	mg/kg TS	3.720	1.430	3.240		860	980	700
DOC im S4-Eluat	mg/l	11,0	7,4	möglich		6,1	7,0	4,5

Proben-Bez.		**VU-B-10/2, K1**	**VU-B-10/2, K2**	**VU-B-10/2, K3A**	**VU-B-10/2,K3 B**	**VU-B-10/2, K4**	**VU-B-10/2, K5**	**VU-B-10/2, K6**
Probenahme		22.01.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 040	DW 041	DW 042	DW 043	DW 044	DW 045	DW 046
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	2.900
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	290	6.100
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.300	13.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	940	9.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						2.500	31.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	300
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.700
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.500	7.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	2.800	15.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.000	5.200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						5.300	29.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	210	1.200	670
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			94				
Trockensubstanz	%	93,6	94,4	93,9	93,6	91,6	87,2	86,9
Korngrößenverteilung	mm	0,06-15	0,06-15	0,06-15		0,06-15	0,06-15	0,06-15
Porenanteil	Vol. %	28,6	38,2	37,3		35,7	31,2	38,5
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$1*10^{-4}$	$2*10^{-4}$	$2*10^{-4}$		$1*10^{-4}$	$1*10^{-4}$	$3*10^{-4}$

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 1/3, K1	T-B 1/3, K2	T-B 1/3, K3	T-B 1/3, K3	T-B 1/3, K4	T-B 1/3, K5	T-B 1/3, K6
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08002	08003	08004	08004/Doppel	08005	08006	08007
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	310	180
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	610	630
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	23000	25000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	280	100000	110000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	17000	3700
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	280	140000	140000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	630	210
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	6900	8600
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	670	31000	32000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1500	70000	70000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	660	27000	25000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2800	140000	140000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	650	1200	430	430	360	4100	2400
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	94	97,5	96,9		97,3	96,5	86,2

Proben-Bez.		T-B 1/4, K1	T-B 1/4, K2	T-B 1/4, K3	T-B 1/4, K3	T-B 1/4, K4	T-B 1/4, K5	T-B 1/4, K6
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	38273	38273	38273
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07975	07976	07977	07977/Doppel	07978	07979	07980
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	520	3700
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	690	83000
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	13000	61000
m/p-Xylole	µg/kg TS	230	<100	<100	<100	<100	56000	220000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	6400	80000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	230	<100	<100	<100	<100	77000	450000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	520	2800
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	690	13000
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	270	13000	44000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	650	56000	94000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	300	6400	34000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1200	77000	190000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	180	<100	<100	<100	180	9100	2500
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,1	96,1	95,8		96,5	93,8	84,6

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 2/3, K1	T-B 2/3, K2	T-B 2/3, K3	T-B 2/3, K3	T-B 2/3, K4	T-B 2/3, K5	T-B 2/3, K6
Probenahme		12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07937	07938	07939	07939/Doppel	07940	07941	07942
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	200
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	500	3.800	14.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1.600	13.000	57.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	120	530	5000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2.200	17.000	76.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	280
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	370	2100	4600
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	1.500	1.800	4.900	13.000	19.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	9.200	27.000	42.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	670	400	4.300	11.000	16.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	2.200	2.200	19.000	53.000	82.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	420	2.800	4.700	4.900	1.800	3.100	6.100
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	97,0	94,1	95,6		93,2	92,8	86,8

Proben-Bez.		T-B 2/2, K1	T-B 2/2, K2	T-B 2/2, K3	T-B 2/2, K3	T-B 2/2, K4	T-B 2/2, K5	T-B 2/2, K6
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07981	07982	07983	07983/Doppel	07984	07985	07986
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	150
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3500	10000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	17000	43000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	490	8800
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	21000	62000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	400
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2300	3800
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	14.000	15.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	30.000	35.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	12000	14000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	58000	68000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	310	320	560	510	120	3.100	3.900
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,5	96,1	96,5		98,5	92,0	83,3
Benzoesäure	mg/kg TS							

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 3/3, K1	T-B 3/3, K2	T-B 3/3, K3	T-B 3/3, K3	T-B 3/3, K4	T-B 3/3, K5	T-B 3/3, K6	T-B 3/3, K7	T-B 3/3, K8
Probenahme		15.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	6,00 - 7,00 m	7,00 - 8,00 m
Labor-Nummer		08051	08081	08082	08082/Doppel	08083	08084	08085	08086	08087
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	430	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3300	21000	680	230
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	13000	93000	3300	1100
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	230	1100	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	17.000	120.000	4000	1300
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	1500	7100	330	130
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	460	9.600	30.000	1.800	780
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1.100	23.000	74.000	4.500	2.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	320	8600	26000	1800	790
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1900	43000	140000	8400	3700
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	310	<100	<100	<100	360	4.600	7.900	900	590
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	90,9	95,1	96,1		95,7	93,7	86,9	80,9	84,9

Proben-Bez.		T-B 3/4, K1	T-B 3/4, K2	T-B 3/4, K3	T-B 3/4, K3	T-B 3/4, K4	T-B 3/4, K5	T-B 3/4, K6	T-B 3/4, K7	T-B 3/4, K8
Probenahme		05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	014.10.2004	06.12.2001	014.10.2005
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	6,00 - 7,00 m	7,00 - 8,00 m
Labor-Nummer		08088	08089	08090	08090/Doppel	08091	08092	08093	08094	08095
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	320	<100	330	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2.900	2.600	16.000	1.200	380
m/p-Xylole	µg/kg TS	360	<100	<100	<100	7.100	11.000	70.000	5.500	1.700
o-Xylole	µg/kg TS	140	<100	<100	<100	1700	150	850	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	500	<100	<100	<100	12.000	14.000	87.000	6.700	4.100
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	1100	5600	490	170
Mesitylen	µg/kg TS	390	<100	<100	<100	610	6.800	24.000	2.400	860
Pseudocumol	µg/kg TS	800	<100	<100	<100	1.700	17.000	60.000	6.000	2.200
Hemellitol	µg/kg TS	400	<100	<100	<100	<100	6.800	24.000	2.500	900
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	1600	<100	<100	<100	2.300	32.000	110.000	11.000	4.100
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	450	<100	<100	<100	1.700	2.600	11.000	900	440
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,8	95,9	94,5		97,2	95,7	87,8	85,0	84,1

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 4/3, K1	T-B 4/3, K2	T-B 4/3, K3	T-B 4/3, K3	T-B 4/3, K4	T-B 4/3, K5	T-B 4/3, K6
Probenahme		12.10.2004	13.10.2004	14.10.2004	15.10.2004	16.10.2004	17.10.2004	18.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07943	07944	07945	07945/Doppel	07946	07947	07948
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	300
Ethylbenzol	µg/kg TS	140	<100	150	140	740	2.600	21.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	1500	1.100	2.900	2.700	7.400	7.700	85.000
o-Xylole	µg/kg TS	630	720	500	480	320	240	1500
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	2300	1.800	3.600	3.300	8.500	11.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	290	1200	6700
Mesitylen	µg/kg TS	580	1.400	2.900	2.700	6.500	8.700	28.000
Pseudocumol	µg/kg TS	1.300	1.100	4.100	3.900	14.000	16.000	64.000
Hemellitol	µg/kg TS	750	1400	2.400	2.300	5.700	2.600	24.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	2.600	3.900	9.400	8.900	26.000	29.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.400	4.100	3.800	3.700	3.200	3.500	9.600
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,9	95,1	96,7		96,0	95,1	90,1

Proben-Bez.		T-B 4/4, K1	T-B 4/4, K2	T-B 4/4, K3	T-B 4/4, K3	T-B 4/4, K4	T-B 4/4, K5	T-B 4/4, K6
Probenahme		12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07949	07950	07951	07951/Doppel	07952	07953	07954
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	290
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	130	130	640	7.700	20.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	2.200	2.300	5.600	29.000	82.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	340	310	280	620	3100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	2.700	2.700	6.500	37.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	390	3500	6800
Mesitylen	µg/kg TS	<100	200	5.300	5.400	9.000	18.000	27.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	6.500	6.600	18.000	39.000	61.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	4.500	4.600	8.200	15.000	24.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	200	16.000	17.000	36.000	76.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.400	3.200	5.500	5.600	4.600	4.700	6.900
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	94,1	95,8	96,1		96,1	92,4	77,2

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 5/3, K1	T-B 5/3, K2	T-B 5/3, K3	T-B 5/3, K3	T-B 5/3, K4	T-B 5/3, K5	T-B 5/3, K6	T-B 5/3, K7	T-B 5/3, K8
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	15.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	6,00 - 7,00 m	7,00 - 8,00 m
Labor-Nummer		08020	08021	08022	08022/Doppel	08023	08024	08025	08026	08052
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	120	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	250	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	1.000	970	620	2.100	12.000	400	<100
m/p-Xylole	µg/kg TS	910	1.300	9.000	8.600	3.000	8.600	53.000	1.800	<100
o-Xylole	µg/kg TS	400	910	1.300	1.300	180	340	970	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	1.300	2.200	11.000	11.000	3.800	11.000	66.000	2.200	<100
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	530	510	260	870	3800	160	<100
Mesitylen	µg/kg TS	890	3.600	11.000	11.000	3.500	8.000	19.000	980	<100
Pseudocumol	µg/kg TS	2.300	6.600	28.000	27.000	9.200	21.000	50.000	2.600	230
Hemellitol	µg/kg TS	1.200	4.200	13.000	13.000	4.200	9.100	22.000	1.200	100
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	4.400	14.000	53.000	52.000	17.000	39.000	95.000	4.900	330
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.700	5.700	5.700	5.500	2.800	5.600	9.000	1.000	<100
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,8	96,9	95,4		96,5	81,2	90,7	86,3	88,8

Proben-Bez.		T-B 5/4, K1	T-B 5/4, K2	T-B 5/4, K3	T-B 5/4, K3	T-B 5/4, K4	T-B 5/4, K5	T-B 5/4, K6	T-B 5/4, K7	T-B 5/4, K8
Probenahme		15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08043	08044	08045	08045/Doppel	08046	08047	08048	08049	08050
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	130	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	120	110	1.600	1.100	8.000	680	100
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	1.500	1.400	6.600	4.100	37.000	3.300	530
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	430	420	400	140	630	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	2.100	1.900	8.600	5.300	46.000	4.000	630
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	710	510	3000	350	<100
Mesitylen	µg/kg TS	<100	240	4.100	4.000	9.100	4.700	16.000	2.000	480
Pseudocumol	µg/kg TS	140	<100	3.400	3.300	24.000	13.000	40.000	5.100	1.200
Hemellitol	µg/kg TS	<100	150	3.700	3.600	10.000	5.500	18.000	2.200	540
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	140	390	11.000	11.000	44.000	24.000	77.000	9.700	2.200
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.600	5.200	6.700	6.400	5.700	3.800	14.000	980	440
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	97,7	91,2	95,7		95,9	96,6	89,7	87,3	87,6

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 6/3, K1	T-B 6/3, K2	T-B 6/3, K3	T-B 6/3, K3	T-B 6/3, K4	T-B 6/3, K5	T-B 6/3, K6
Probenahme		11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07908	07909	07910	07910/Doppel	07911	07912	07913
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	120	320
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2.000	8.400	21.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	390	<100	530	540	12.000	26.000	85.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	330	550	1400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	390	<100	530	540	14.000	35.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	880	2600	5400
Mesitylen	µg/kg TS	1.400	<100	810	810	9.900	15.000	23.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.800	<100	1.800	1.800	23.000	36.000	58.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.600	<100	940	950	10.000	16.000	25.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	5.800	<100	3.600	3.600	44.000	70.000	110.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.000	<100	1.000	1.100	4.800	6.100	12.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,8	95,7	94,2		95,9	95,4	87,7

Proben-Bez.		T-B 6/4, K1	T-B 6/4, K2	T-B 6/4, K3	T-B 6/4, K3	T-B 6/4, K4	T-B 6/4, K5	T-B 6/4, K6
Probenahme		12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07955	07956	07957	07957/Doppel	07958	07959	07960
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	210
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	590	610	810	8.200	15.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	510	<100	5.900	6.000	4.600	20.000	63.000
o-Xylole	µg/kg TS	150	<100	430	440	230	610	1100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	660	<100	6.900	7.100	5.600	29.000	79.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	450	460	480	3000	4500
Mesitylen	µg/kg TS	770	<100	7.200	7.300	5.500	16.000	19.000
Pseudocumol	µg/kg TS	1.500	<100	16.000	16.000	13.000	37.000	46.000
Hemellitol	µg/kg TS	810	<100	7.600	7.800	5.600	14.000	19.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	3.100	<100	31.000	32.000	25.000	70.000	89.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.600	3.400	4.000	4.200	2.700	5.300	6.500
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,8	96,6	96,2		96,9	93,5	88,2

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**T-B 7/3, K1**	**T-B 7/3, K2**	**T-B 7/3, K3**	**T-B 7/3, K3**	**T-B 7/3, K4**	**T-B 7/3, K5**	**T-B 7/3, K6**
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08008	08009	08010	08010/Doppel	08011	08012	08013
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	720	780	830	1.000	4.400
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	180	3.000	3.100	3.400	3.700	19.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	860	900	180	190	680
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	180	4.600	4.800	4.400	4.900	24.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	340	360	320	420	1400
Mesitylen	µg/kg TS	<100	370	5.500	5.500	4.000	3.700	7.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	410	12.000	12.000	10.000	9.600	19.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	390	5.800	5.900	4.500	4.300	8.900
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	1200	24.000	24.000	19.000	18.000	36.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	670	3.700	5.700	6.100	2.300	2.900	7.900
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,7	95,5	94,6		95,5	96,2	89,4
Benzoesäure	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4		<0,4	<0,4	<0,4
pH-Wert	-	5,7	5,6	5,3		5,2	5,3	4,9
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	210	< 50	<100		<100	<100	<100
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	52	11	13		<8	<8	<8
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	54	54	24		30	12	39
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	<4	<4	<4		<4	<4	<4
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	0,05	0,05	0,07		0,06		
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	24	23,25	17,5		24,75		
TOC	mg/kg TS	4.400	4.210	6.460		2.660	2.860	6.700
DOC im S4-Eluat	mg/l	5,5	4,1	2,8		2,4	16	23
Karbonat	mg/kg TS		<10			<10		<10
Eisen	mg/kg TS	3.500	2.300	2.800		2.000	1.500	1.800
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	0,3	<0,1	0,1		0,3	0,5	0,6
MKW > C40 im S4-Eluat	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1
Korngrößenverteilung	mm							
Porenanteil	Vol. %							
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s							

Proben-Bez.		**T-B 7/4, K1**	**T-B 7/4, K2**	**T-B 7/4, K3**	**T-B 7/4, K3**	**T-B 7/4, K4**	**T-B 7/4, K5**	**T-B 7/4, K6**
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08014	08015	08016	08016/Doppel	08017	08018	08019
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	110	440	440	910	2.100	5.300
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	510	2.900	2.900	2.900	6.200	22.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	360	340	290	340	630
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	620	3.700	3.700	4.100	8.700	28.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	180	330	330	380	850	1900
Mesitylen	µg/kg TS	330	3.000	8.300	8.100	4.200	5.400	10.000
Pseudocumol	µg/kg TS	430	5.100	18.000	18.000	11.000	15.000	28.000
Hemellitol	µg/kg TS	150	2.500	9.700	9.700	5.200	7.100	13.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	910	11.000	36.000	36.000	21.000	28.000	53.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.700	7.300	9.500	10.000	3.800	11.000	11.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,3	95,9	94,2		94,5	94,3	90,5

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 8/3, K1	T-B 8/3, K2	T-B 8/3, K3	T-B 8/3, K3	T-B 8/3, K4	T-B 8/3, K5	T-B 8/3, K6
Probenahme		11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004
Entnahmetiefe		0,00-1,00 m	1,00-2,00 m	2,00-3,00 m	2,00-3,00 m	3,00-4,00 m	4,00-5,00 m	5,00-6,00 m
Labor-Nummer		07896	07897	07898	07898/Doppel	07899	07900	07901
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	640	440
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	550	530	2.500	16.000	8.800
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	3.400	3.300	8.500	65.000	39.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	280	290	220	9900	6900
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	4.200	4.100	11.000	92.000	55.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	430	330
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	150	130	740	4100	2400
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	5.300	4.900	5.600	21.000	12.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	17.000	16.000	19.000	59.000	33.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	10.000	10.000	9.500	27.000	15.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	32.000	31.000	35.000	110.000	63.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	460	260	7.500	7.400	5.500	13.000	10.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	90,4	94,1	94,3		95,7	92,5	86,3

Proben-Bez.		T-B 8/4, K1	T-B 8/4, K2	T-B 8/4, K3	T-B 8/4, K3	T-B 8/4, K4	T-B 8/4, K5	T-B 8/4, K6
Probenahme		11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07902	07903	07904	07904/Doppel	07905	07906	07907
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	200
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	390	380	2.100	5.500	8.900
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	1.200	1.200	6.200	17.000	38.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	100	110	220	830	2.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	1.700	1.700	8.500	23.000	50.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	170
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	170	150	720	1300	2700
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	2.900	2.600	4.900	6.900	13.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	7.800	7.100	15.000	21.000	32.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	4.500	4.300	7.100	9.600	14.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	15.000	14.000	28.000	39.000	62.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	220	220	5.500	5.600	4.800	6.800	8.300
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,3	96,6	94,9		93,6	94,7	85,2

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**V-K 9/3, K1**	**V-K 9/3, K2**	**V-K 9/3, K3**	**V-K 9/3, K3**	**V-K 9/3, K4**	**V-K 9/3, K5**	**V-K 9/3, K6**
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07987	07988	07989	07989/Doppel	07990	07991	07907
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	130
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3500	6800
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	18000	30000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2000	6400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	24000	43000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	230
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	1900	2300
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	10.000	10.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	24.000	23.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	10000	9200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	46000	45000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3.100	3.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	91,6	96,6	96,6		98,1	92,5	84,5
Benzoesäure	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4		<0,4	<0,4	<0,4
pH-Wert	-	6,9	6,6	6,3		6,2	5,6	5,7
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	420	< 50	<100		<100	<100	<100
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	52	9,2	<8		<8	<8	<8
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	77	21	29		19	20	20
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	<4	<4	<4		<4	<4	<4
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	0,05	0,03	1,25		0,00		
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	26,0	25,5	32,0		32,0		
TOC	mg/kg TS	4.770	320	240		180	1.920	2.990
DOC im S4-Eluat	mg/l	17	1,6	1,5		8,9	21,0	23,0
Karbonat	mg/kg TS		<10			<10		<10
Eisen	mg/kg TS	3.300	3.100	2.500		1.300	1.400	2.000
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	0,5	0,1
MKW > C40	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1

Proben-Bez.		**V-K 9/4, K1**	**V-K 9/4, K2**	**V-K 9/4, K3**	**V-K 9/4, K3**	**V-K 9/4, K4**	**V-K 9/4, K5**	**V-K 9/4, K6**
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07993	07994	07995	07995/Doppel	07996	07997	07998
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	110
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	4400	8000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	23000	36000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2000	7400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	29000	52000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	260
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2800	2600
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	15.000	9.400
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	33.000	20.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	14000	8900
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	65000	41000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	4.300	8.300
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,2	97,1	96,7		95,4	93	82,4
Korngrößenverteilung	mm							
Porenanteil	Vol. %							
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s							

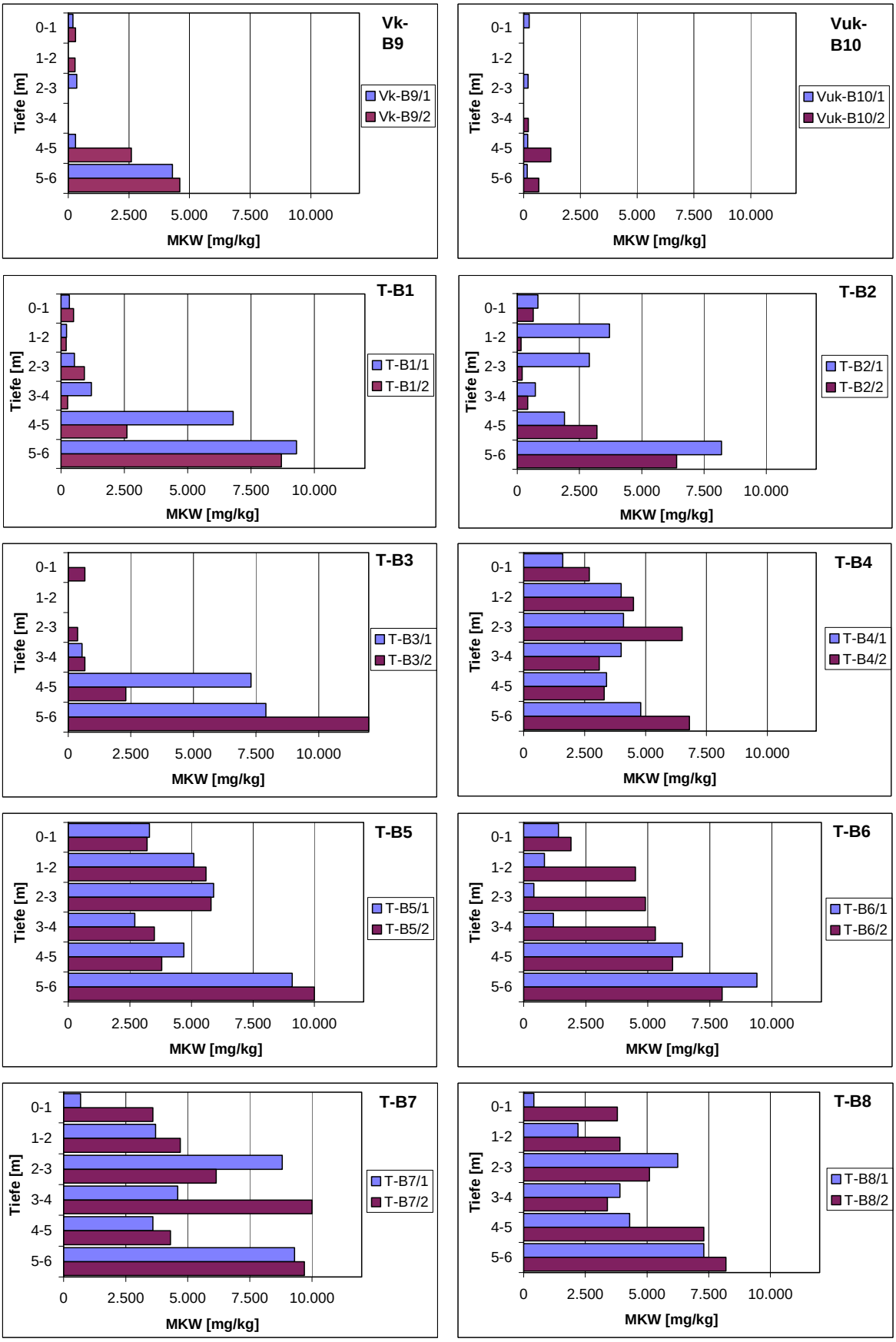
Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**Beprobung Vuk-B10/3 und Vuk-B10/4 ausgefallen**						
Probenahme								
Entnahmetiefe								
Labor-Nummer								
Benzol	µg/kg TS							
Toluol	µg/kg TS							
Ethylbenzol	µg/kg TS							
m/p-Xylole	µg/kg TS							
o-Xylole	µg/kg TS							
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS							
Styrol	µg/kg TS							
Cumol	µg/kg TS							
Mesitylen	µg/kg TS							
Pseudocumol	µg/kg TS							
Hemellitol	µg/kg TS							
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS							
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS							
MKW > C40	mg/kg TS							
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS							
Trockensubstanz	%							

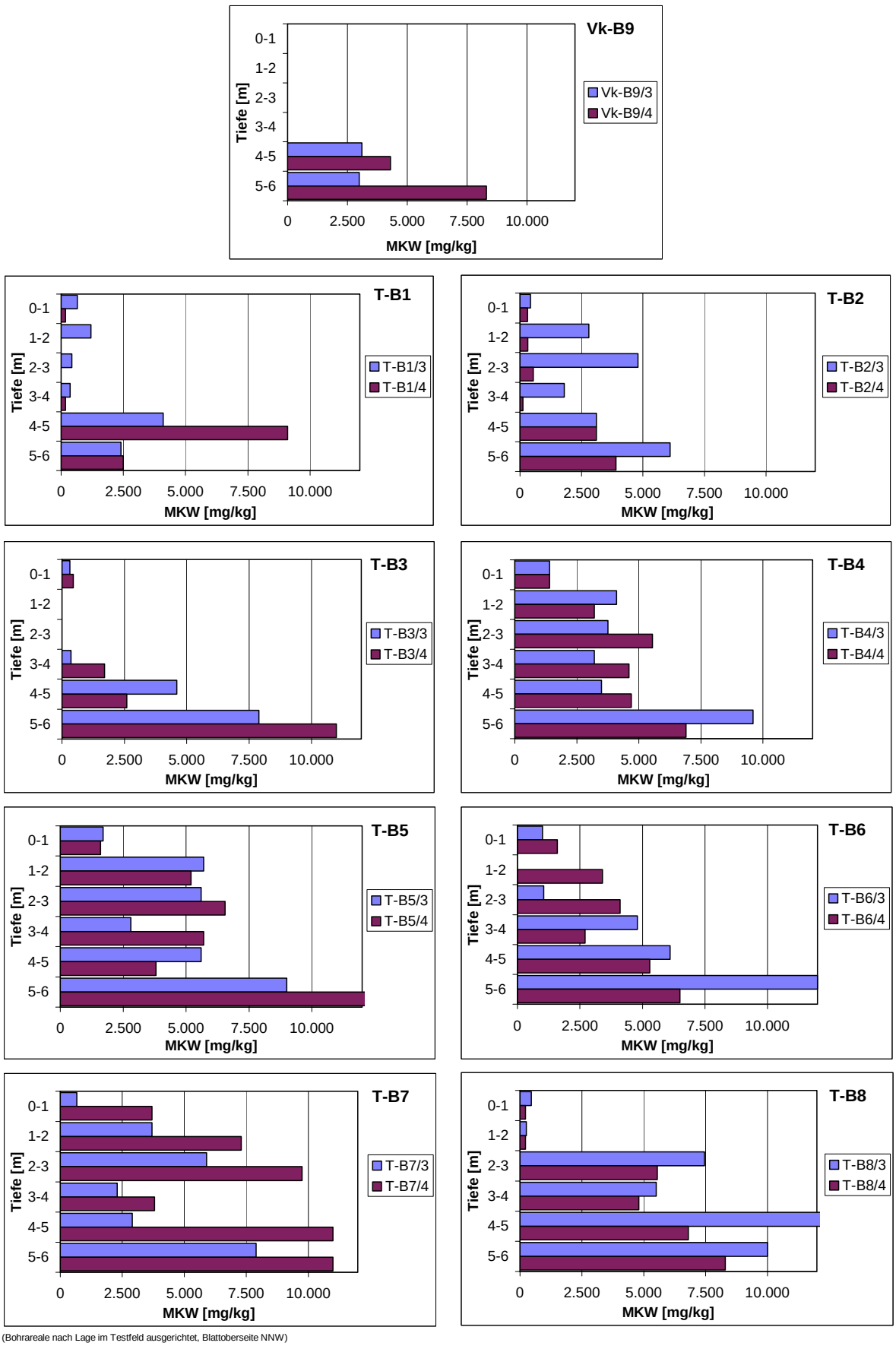
pH-Wert	-							
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS							
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS							
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS							
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS							
Bodenatmung, pot. mgCO2/24h kg TS								
Dehydrogenase µg TPF/16h g TS								
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS							
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS							
TOC	mg/kg TS							
DOC im S4-Eluat	mg/l							

Anhang 2.2: Grafische Übersicht der Analysenergebnisse



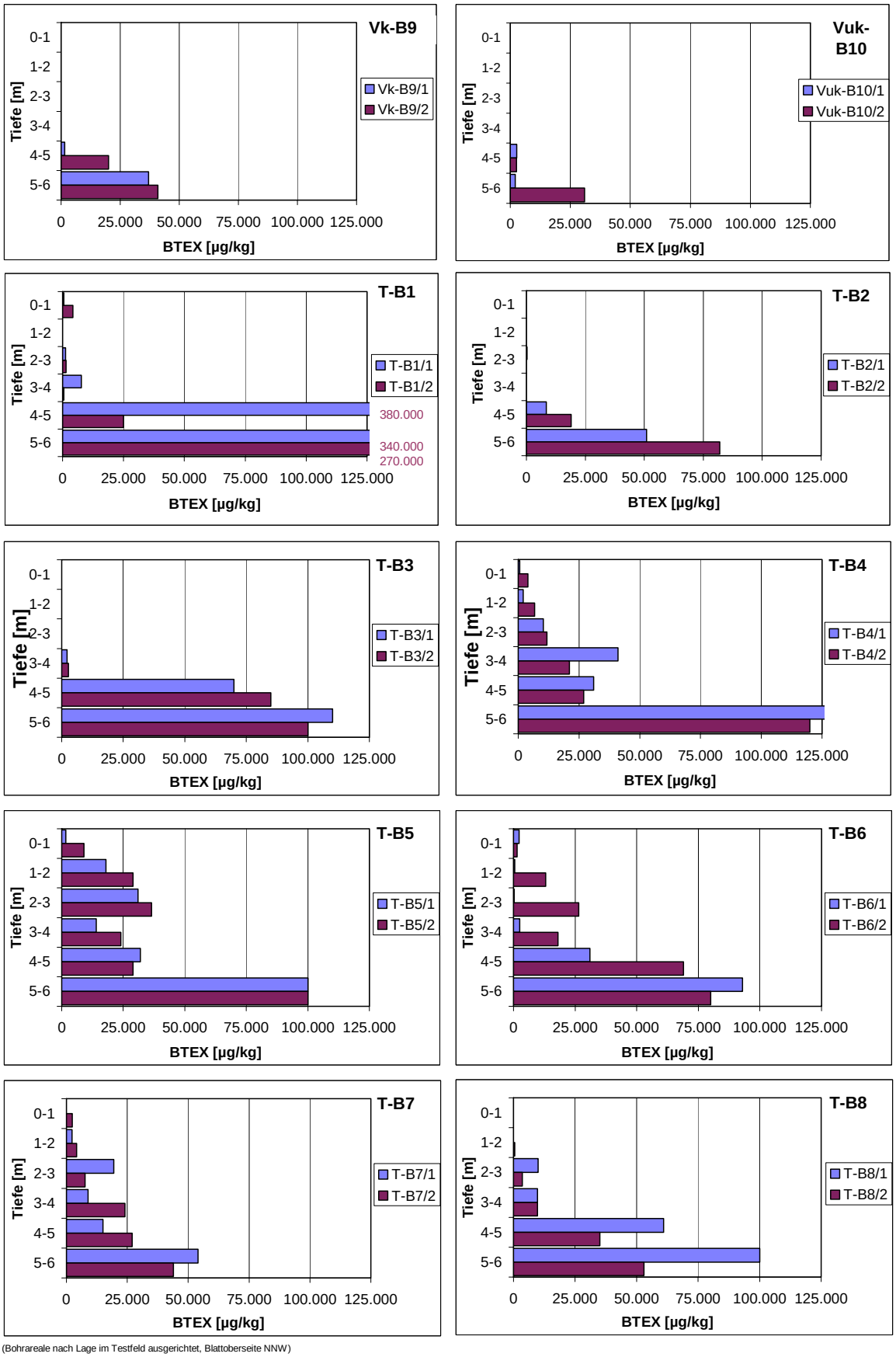
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 1: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal, Vuk = unkontaminiertes Vergleichsareal).



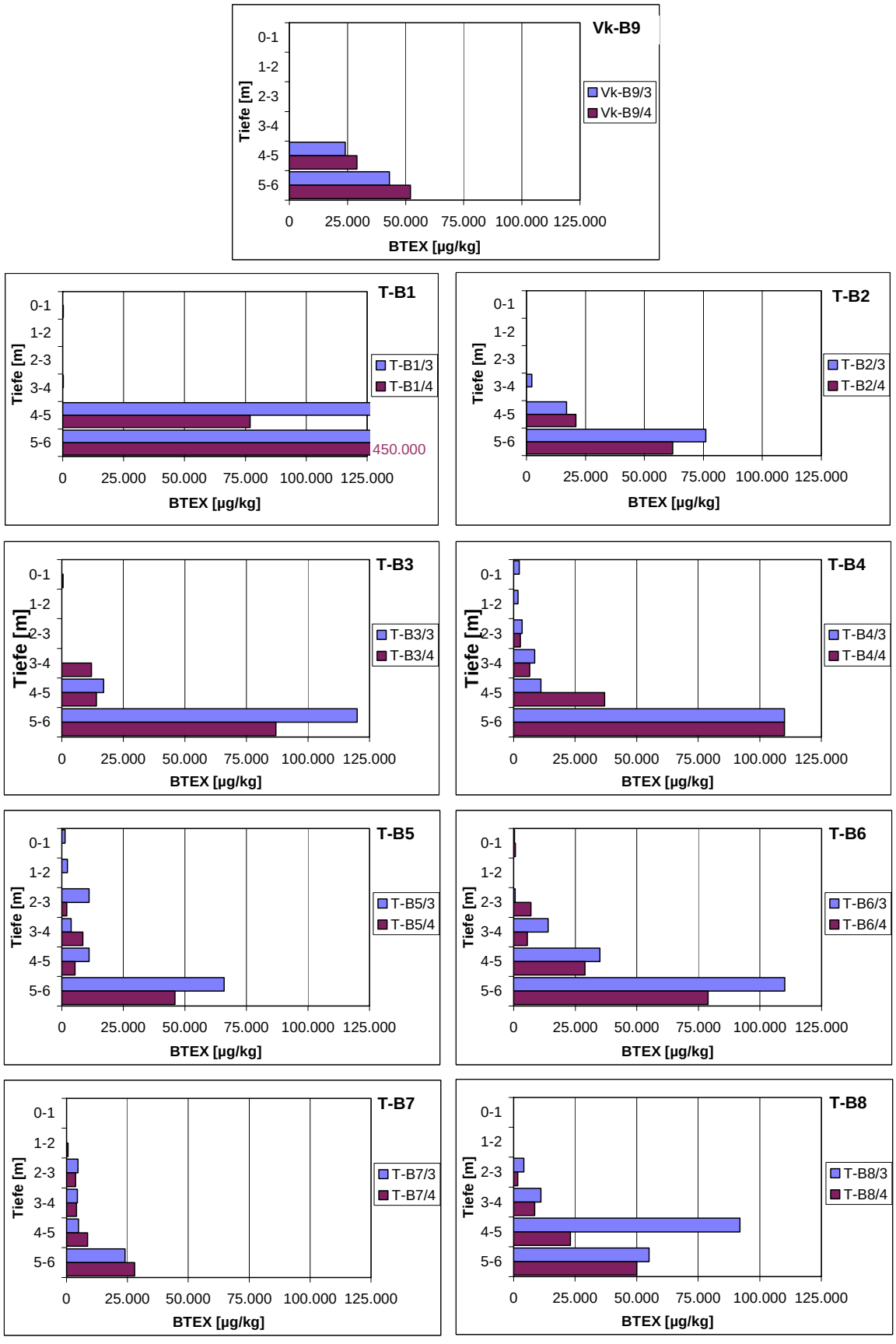
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 2: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal).



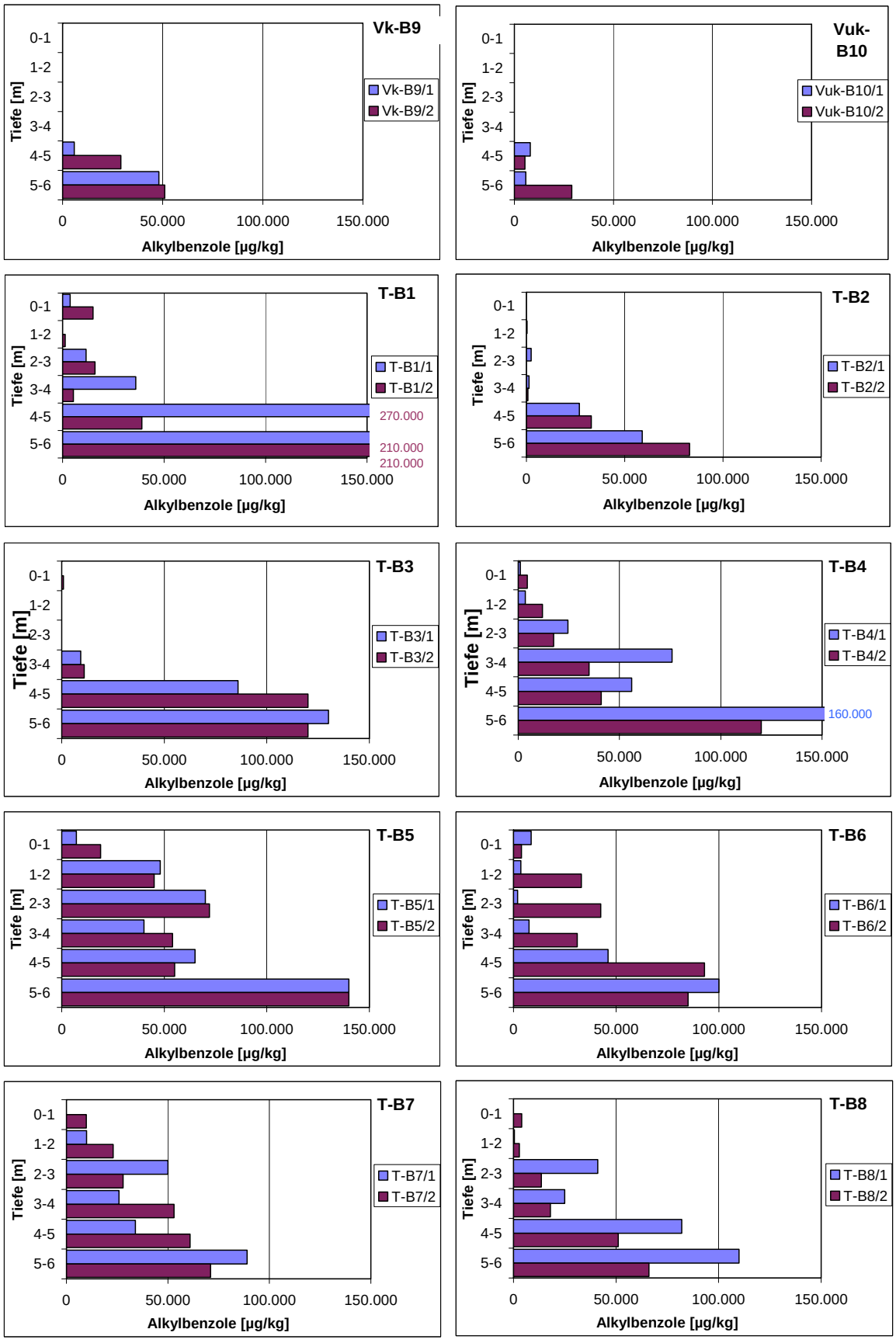
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3: BTEX-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal, Vuk = unkontaminiertes Vergleichsareal).



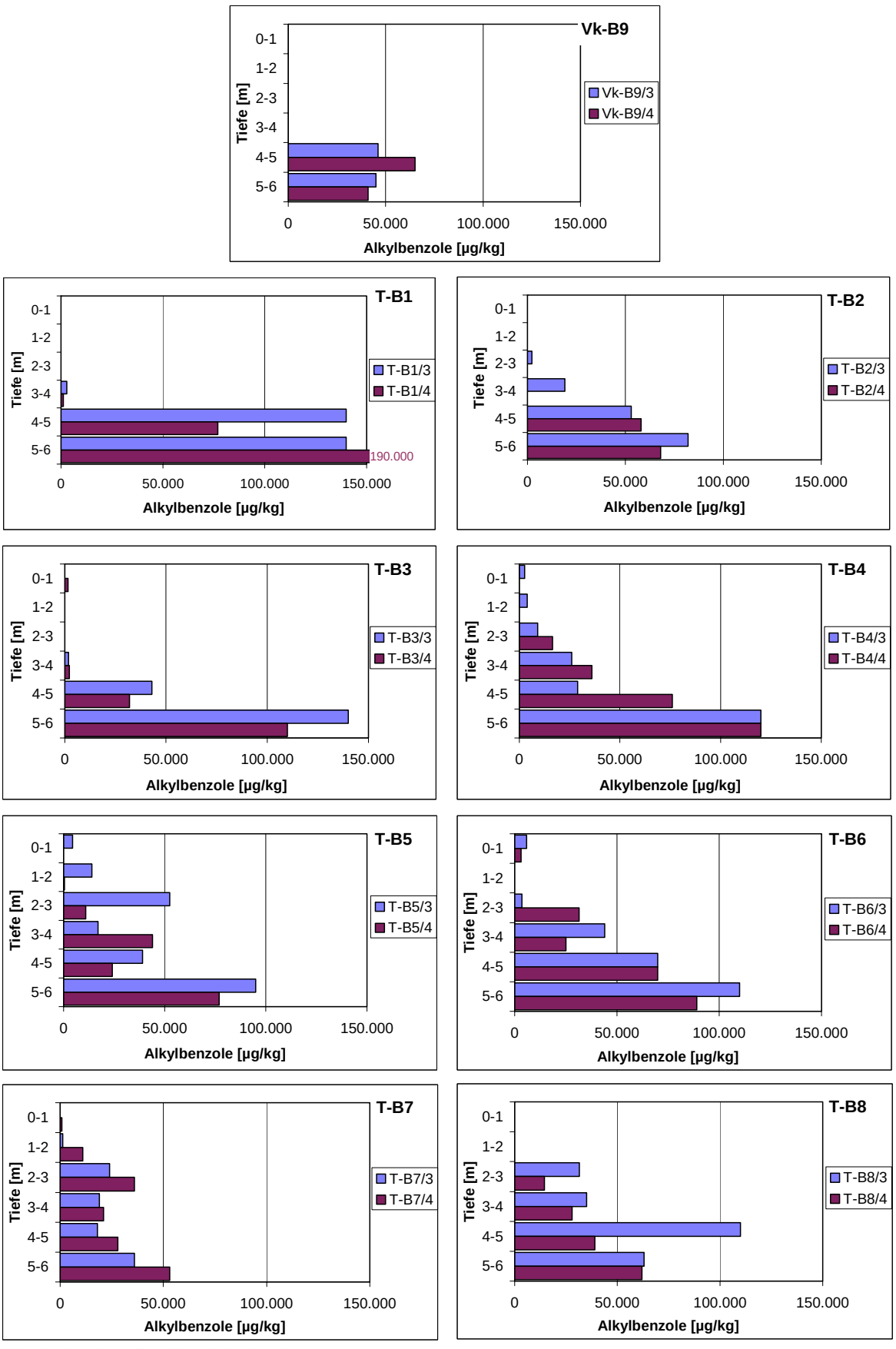
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 4: BTEX-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal).



(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 5: Alkylbenzolgehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal, Vuk = unkontaminiertes Vergleichsareal).



(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 6: Alkylbenzolgehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal).

Anhang 2.3
Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (T-B11) am TL Schäferhof-Süd

Tab.: BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den Einzelproben (EP), Intervallproben (IV) und Mischproben (MP)
(K3, K4: ungesättigte Bodenzone, K6: gesättigte Bodenzone)

Probenbezeichnung		**K 3, IV 1**	**K 3, IV 2**	**K 3, IV 3**	**K 3, IV 4**	**K 3, IV 5**	**K 3, IV 6**	**K 3, IV 7**	**K 3, IV 8**	**K 3, IV 9**	**K 3, IV 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		IV 1	IV 2	IV 3	IV 4	IV 5	IV 6	IV 7	IV 8	IV 9	IV 10			
Labor-Nummer		DY 090	DY 091	DY 092	DY 093	DY 094	DY 095	DY 096	DY 097	DY 098	DY 099	IV 1-10	IV 1-10	IV 1-10
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	1.200	1.200	1.300	990	1.200	1.300	1.100	2.100	1.300	1.200	1.289	285	22
m/p-Xylole	µg/kg OS	3.300	3.300	3.500	2.700	3.400	3.600	3.400	5.600	3.700	3.600	3.610	713	20
o-Xylole	µg/kg OS	1.900	1.700	1.600	1.300	1.600	1.800	1.800	1.900	1.900	1.800	1.730	179	10
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**6.400**	**6.200**	**6.400**	**5.000**	**6.200**	**6.700**	**6.300**	**9.600**	**6.900**	**6.600**	**6.630**	**1.102**	**17**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg OS	450	470	500	390	470	520	440	790	520	450	500	104	21
Mesitylen	µg/kg OS	6.000	6.400	6.100	4.900	6.200	6.900	6.300	8.900	6.600	6.500	6.480	951	15
Pseudocumol	µg/kg OS	16.000	17.000	17.000	13.000	17.000	18.000	17.000	24.000	18.000	17.000	17.400	2.577	15
Hemellitol	µg/kg OS	6.300	6.900	6.600	5.300	6.600	7.300	6.600	9.200	6.900	6.800	6.850	929	14
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**29.000**	**31.000**	**30.000**	**24.000**	**30.000**	**33.000**	**30.000**	**43.000**	**32.000**	**31.000**	**31.300**	**4.518**	**14**
Probenbezeichnung		**K 3, E 1**	**K 3, E 2**	**K 3, E 3**	**K 3, E 4**	**K 3, E 5**	**K 3, E 6**	**K 3, E 7**	**K 3, E 8**	**K 3, E 9**	**K 3, E 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		3,1	3,2	3,3	3,4	3,5	3,6	3,7	3,8	3,9	4,0			
Labor-Nummer		DY 100	DY 101	DY 102	DY 103	DY 104	DY 105	DY 106	DY 107	DY 108	DY 109			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	120	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120		
Ethylbenzol	µg/kg OS	300	890	1.600	2.300	890	1.200	1.200	870	1500	600	1.135	537	47
m/p-Xylole	µg/kg OS	580	1.900	4.200	6.800	2.600	3.800	4.400	3.000	3.600	1.900	3.278	1.628	50
o-Xylole	µg/kg OS	460	1.500	2.500	3.700	1.300	1.800	2.000	1000	480	940	1.568	941	60
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**1.300**	**4.300**	**8.300**	**13.000**	**4.800**	**6.800**	**7.600**	**4.900**	**5.600**	**3.400**	**6.000**	**3.034**	**51**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	120	< 100	< 100	< 100	< 100	210	< 100	165	45	27
Cumol	µg/kg OS	< 100	340	610	760	310	420	450	340	600	230	451	162	36
Mesitylen	µg/kg OS	1.100	4.500	7.500	10.000	4.400	5.900	7.200	4.900	5.000	3.100	5.360	2.346	44
Pseudocumol	µg/kg OS	2.700	13.000	20.000	28.000	12.000	16.000	20.000	13.000	13.000	8.200	14.590	6.609	45
Hemellitol	µg/kg OS	1.100	4.900	8.000	11.000	4.600	6.200	7.900	5.200	5.200	3.300	5.740	2.602	45
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**4.900**	**23.000**	**36.000**	**50.000**	**21.000**	**29.000**	**36.000**	**23.000**	**24.000**	**15.000**	**26.190**	**11.823**	**45**

Anhang 2.3
Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (T-B11) am TL Schäferhof-Süd

Tab.: BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den Einzelproben (EP), Intervallproben (IV) und Mischproben (MP)
(K3, K4: ungesättigte Bodenzone, K6: gesättigte Bodenzone)

Probenbezeichnung		**K 4, IV 1**	**K 4, IV 2**	**K 4, IV 3**	**K 4, IV 4**	**K 4, IV 5**	**K 4, IV 6**	**K 4, IV 7**	**K 4, IV 8**	**K 4, IV 9**	**K 4, IV 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe			IV 1	IV 2	IV 3	IV 4	IV 5	IV 6	IV 7	IV 8	IV 9			
Labor-Nummer		DY 110	DY 111	DY 112	DY 113	DY 114	DY 115	DY 116	DY 117	DY 118	DY 119			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	1.700	1.500	1.500	1.500	1.500	1.600	1.500	1.500	1.600	1.700	1.560	80	5
m/p-Xylole	µg/kg OS	3.900	3.300	3.400	3.600	3.500	3.700	3.500	3.700	3.700	4.100	3.640	224	6
o-Xylole	µg/kg OS	300	240	310	300	300	440	430	450	430	460	366	79	21
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**5.900**	**5.000**	**5.200**	**5.400**	**5.300**	**5.700**	**5.400**	**5.700**	**5.700**	**6.300**	**5.560**	**358**	**6**
Styrol	µg/kg OS	220	190	200	200	200	210	200	210	210	230	207	11	5
Cumol	µg/kg OS	670	570	590	600	600	620	600	610	620	690	617	35	6
Mesitylen	µg/kg OS	5.100	4.300	4.600	4.800	4.700	5.200	4.900	5.100	5.300	5.800	4.980	397	8
Pseudocumol	µg/kg OS	13.000	11.000	12.000	13.000	13.000	14.000	13.000	14.000	14.000	15.000	13.200	1.077	8
Hemellitol	µg/kg OS	5.300	4.500	5.000	5.200	5.100	5.700	5.400	5.600	5.800	6.300	5.390	470	9
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**24.000**	**21.000**	**22.000**	**24.000**	**24.000**	**26.000**	**gehalte in den E**	**26.000**	**26.000**	**28.000**	**24.556**	**2.061**	**8**
Probenbezeichnung		**K 4, E 1**	**K 4, E 2**	**K 4, E 3**	**K 4, E 4**	**K 4, E 5**	**K 4, E 6**	**K 4, E 7**	**K 4, E 8**	**K 4, E 9**	**K 4, E 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		4,1	4,2	4,3	4,4	4,5	4,6	4,7	4,8	4,9	5,0			
Labor-Nummer		DY 120	DY 121	DY 122	DY 123	DY 124	DY 125	DY 126	DY 127	DY 128	DY 129			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	1.100	1.100	1.800	3.700	1.500	1.300	610	930	2.100	1.600	1.574	820	52
m/p-Xylole	µg/kg OS	2.700	2.600	4.300	8.800	3.500	3.000	1.400	2.100	4.700	3.500	3.660	1.949	53
o-Xylole	µg/kg OS	1.200	1.200	790	590	210	180	< 100	110	210	140	514	425	83
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**5.000**	**4.900**	**6.900**	**13.000**	**5.200**	**4.500**	**2.000**	**3.100**	**7.000**	**5.200**	**5.680**	**2.827**	**50**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	500	200	170	< 100	120	270	200	243	123	51
Cumol	µg/kg OS	450	400	630	1.400	580	510	240	340	750	580	588	305	52
Mesitylen	µg/kg OS	5.100	4.900	5.700	11.000	4.100	3.900	1.700	2.400	5.500	4.200	4.850	2.384	49
Pseudocumol	µg/kg OS	14.000	13.000	15.000	28.000	11.000	10.000	4.600	6.400	14.000	11.000	12.700	6.010	47
Hemellitol	µg/kg OS	5.600	5.300	5.900	11.000	4.200	4.200	1.900	2.600	5.800	4.500	5.100	2.339	46
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**25.000**	**24.000**	**27.000**	**52.000**	**20.000**	**19.000**	**8.400**	**12.000**	**26.000**	**20.000**	**23.340**	**11.127**	**48**
Probenbezeichnung		**K 4, MP 1**	**K 4, MP 2**	**K 4, MP 3**	**K 4, MP 4**	**K 4, MP 5**	**K 4, MP 6**	**K 4, MP 7**	**K 4, MP 8**	**K 4, MP 9**	**K 4, MP 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7	MP 8	MP 9	MP 10			
Labor-Nummer		DY 150	DY 151	DY 152	DY 153	DY 154	DY 155	DY 156	DY 157	DY 158	DY 159			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
m/p-Xylole	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	< 100	120	0	0
o-Xylole	µg/kg OS	160	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	160	0	0
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**160**								**120**		**140**	**20**	**14**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Mesitylen	µg/kg OS	840	720	790	740	790	950	800	850	910	770	816	69	8
Pseudocumol	µg/kg OS	2.600	2.100	2.400	2.200	2.400	2.900	2.500	2.600	2.800	2.400	2.490	234	9
Hemellitol	µg/kg OS	1.300	1.200	1.200	1.200	1.200	1.500	1.300	1.400	1.400	1.300	1.300	100	8
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**4.700**	**4.000**	**4.400**	**4.100**	**4.400**	**5.400**	**4.600**	**4.900**	**5.100**	**4.500**	**4.610**	**411**	**9**

Anhang 2.3
Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (T-B11) am TL Schäferhof-Süd

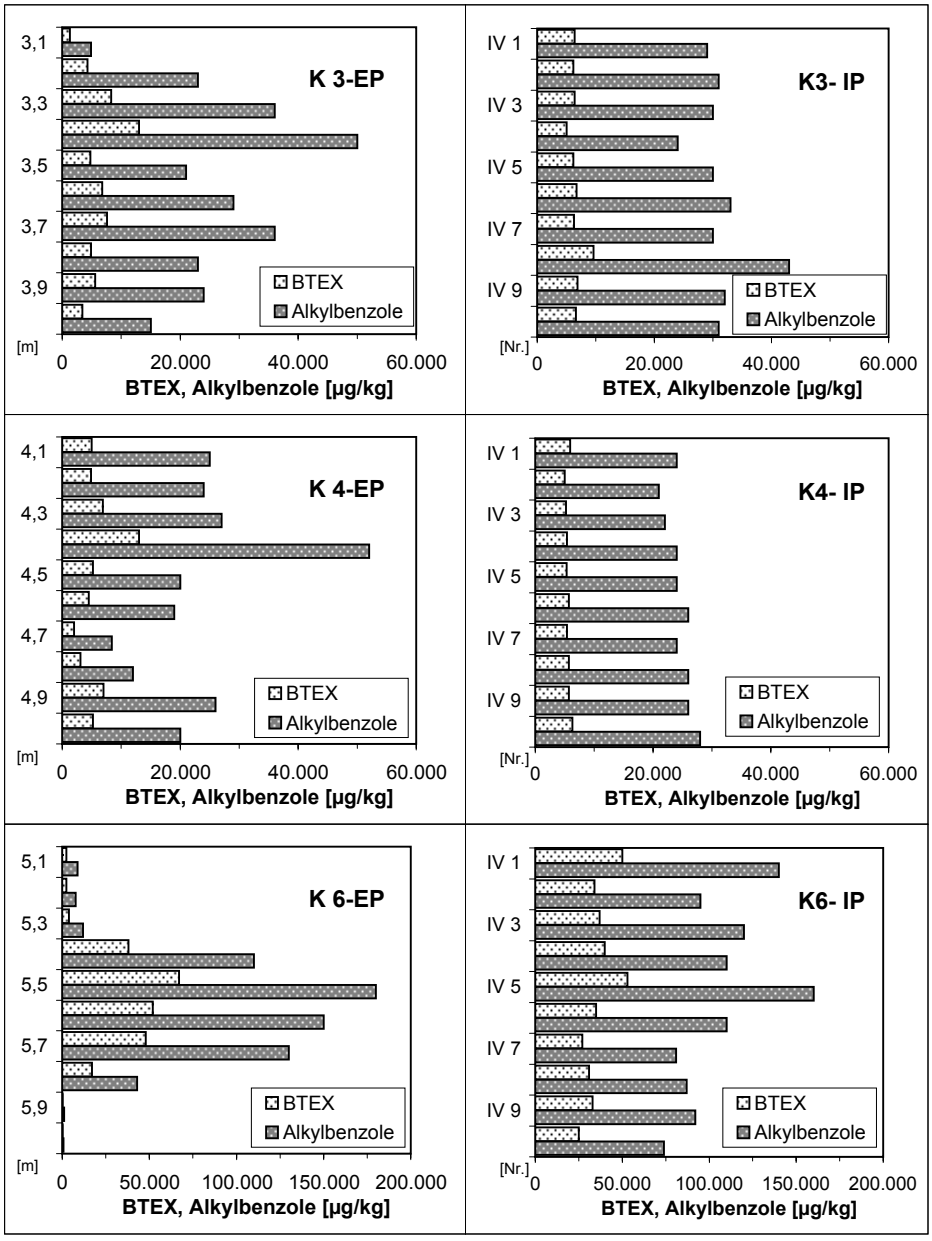
Tab.: BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den Einzelproben (EP), Intervallproben (IV) und Mischproben (MP)
(K3, K4: ungesättigte Bodenzone, K6: gesättigte Bodenzone)

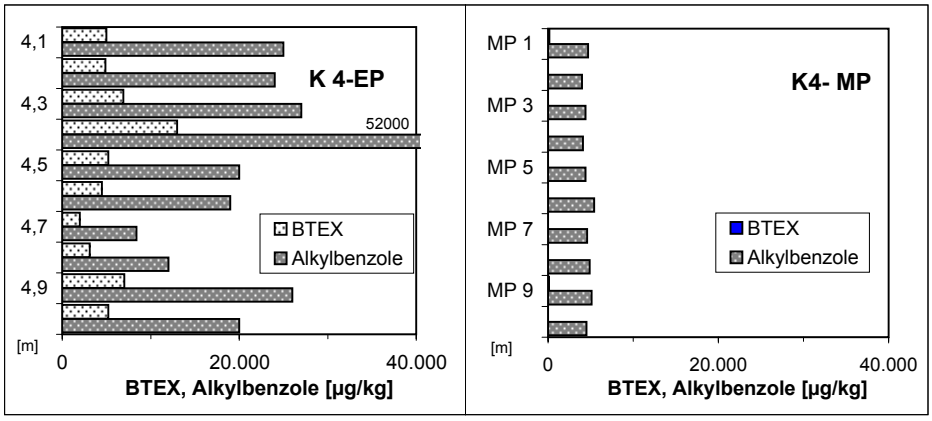
Probenbezeichnung		**K 6, IV 1**	**K 6, IV 2**	**K 6, IV 3**	**K 6, IV 4**	**K 6, IV 5**	**K 6, IV 6**	**K 6, IV 7**	**K 6, IV 8**	**K 6, IV 9**	**K 6, IV 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		IV 1	IV 2	IV 3	IV 4	IV 5	IV 6	IV 7	IV 8	IV 9	IV 10			
Labor-Nummer		DY 130	DY 131	DY 132	DY 133	DY 134	DY 135	DY 136	DY 137	DY 138	DY 139			
Benzol	µg/kg OS	120	< 100	< 100	< 100	120	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	0	0
Toluol	µg/kg OS	240	150	160	170	290	160	120	130	140	120	168	52	31
Ethylbenzol	µg/kg OS	15.000	10.000	11.000	11.000	15.000	10.000	7.600	8.800	9.300	7.400	10.510	2.527	24
m/p-Xylole	µg/kg OS	33.000	23.000	25.000	27.000	36.000	24.000	18.000	21.000	22.000	17.000	24.600	5.748	23
o-Xylole	µg/kg OS	1.800	1.300	1.300	1.400	1.600	1.300	970	1.200	1.200	940	1.301	247	19
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**50.000**	**34.000**	**37.000**	**40.000**	**53.000**	**35.000**	**27.000**	**31.000**	**33.000**	**25.000**	**36.500**	**8.605**	**24**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg OS	5.000	3.400	3.700	3.900	5.300	3.600	2.700	3.000	3.200	2.600	3.640	855	23
Mesitylen	µg/kg OS	29.000	20.000	24.000	24.000	33.000	22.000	16.000	18.000	19.000	15.000	22.000	5.404	25
Pseudocumol	µg/kg OS	73.000	51.000	62.000	62.000	84.000	57.000	44.000	47.000	50.000	40.000	57.000	12.954	23
Hemellitol	µg/kg OS	31.000	21.000	26.000	25.000	34.000	23.000	18.000	19.000	20.000	16.000	23.300	5.478	24
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**140.000**	**95.000**	**120.000**	**110.000**	**160.000**	**110.000**	**81.000**	**87.000**	**92.000**	**74.000**	**106.900**	**25.727**	**24**

Probenbezeichnung		**K 6, E 1**	**K 6, E 2**	**K 6, E 3**	**K 6, E 4**	**K 6, E 5**	**K 6, E 6**	**K 6, E 7**	**K 6 E 8**	**K 6, E 9**	**K 6, E 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		5,1	5,2	5,3	5,4	5,5	5,6	5,7	5,8	5,9	6,0			
Labor-Nummer		DY 140	DY 141	DY 142	DY 143	DY 144	DY 145	DY 146	DY 147	DY 148	DY 149			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	180	150	150	< 100	< 100	< 100	160	14	9
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	170	310	230	190	< 100	< 100	< 100	225	54	24
Ethylbenzol	µg/kg OS	770	760	1.200	11.000	20.000	15.000	14.000	4900	< 100	< 100	8.454	7.044	83
m/p-Xylole	µg/kg OS	1.600	1.600	2.500	25.000	44.000	35.000	32.000	11.000	240	150	15.309	16.121	105
o-Xylole	µg/kg OS	< 100	< 100	130	1.400	2.200	1.800	2.000	780	< 100	< 100	1.385	725	52
Summe nachgew. BTEX	**µg/kg OS**	**2.400**	**2.400**	**3.800**	**38.000**	**67.000**	**52.000**	**48.000**	**17.000**	**240**	**150**	**23.099**	**24.332**	**105**
		0,00	0,00											
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	140	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	140	0	0
Cumol	µg/kg OS	310	270	410	3.700	6.900	5.100	4.500	1600	< 100	< 100	2.849	2.386	84
Mesitylen	µg/kg OS	1.800	1.600	2.300	22.000	39.000	31.000	27.000	8.900	230	130	13.396	14.110	105
Pseudocumol	µg/kg OS	4.800	4.200	6.200	57.000	96.000	79.000	68.000	23.000	620	360	33.918	35.262	104
Hemellitol	µg/kg OS	2.000	1.700	2.500	23.000	40.000	33.000	29.000	9.400	270	160	14.103	14.737	104
Summe nachgew. Aromaten	**µg/kg OS**	**8.900**	**7.800**	**12.000**	**110.000**	**180.000**	**150.000**	**130.000**	**43.000**	**1.100**	**650**	**64.345**	**66.807**	**104**

Anhang 2.3

Abb.: BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den Einzelproben (EP), Intervallproben (IV) und Mischproben (MP), (K3, K4: ungesättigte Bodenzone, K6: gesättigte Bodenzone)





Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 1	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	253.750	182.250	6.850			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	159.132	99.600	3.027			
			Median	305.000	210.000	7.750			
		2004	**Mittelwert**	201.750	136.750	4.525	**79,5**	**75,0**	**66,1**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	168.144	46.284	3.148			
			Median	140.000	140.000	3.300	**45,9**	**66,7**	**42,6**
		Gesamt	**Mittelwert**	227.750	159.500	5.688			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	154.084	75.902	3.117			
			Median	205.000	165.000	5.450			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	2.588	12.700	521			
			N	6	7	8			
			Standardabw.	2.859	11.722	361			
			Median	1.350	11.500	410			
		2004	**Mittelwert**	255	2.000	500	**9,9**	**15,7**	**96,0**
			N	2	2	6			
			Standardabw.	35	1.131	385			
			Median	255	2.000	395	**18,9**	**17,4**	**96,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	2.005	10.322	512			
			N	8	9	14			
			Standardabw.	2.646	11.202	357			
			Median	850	5.300	395			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	103.053	74.355	2.630			
			N	10	11	12			
			Standardabw.	158.957	101.863	3.506			
			Median	5.950	16.000	728			
		2004	**Mittelwert**	134.585	91.833	2.110	**130,6**	**123,5**	**80,2**
			N	6	6	10			
			Standardabw.	166.704	78.279	2.776			
			Median	108.500	108.500	925	**1823,5**	**678,1**	**127,1**
		Gesamt	**Mittelwert**	114.878	80.524	2.394			
			N	16	17	22			
			Standardabw.	157.074	92.054	3.132			
			Median	16.350	36.000	785			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 2	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	40.100	50.500	4.925			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	33.289	25.736	2.888			
			Median	35.000	46.000	4.800			
		2004	**Mittelwert**	44.000	65.250	4.050	**109,7**	**129,2**	**82,2**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	29.473	12.790	1.418			
			Median	41.500	63.000	3.500	**118,6**	**137,0**	**72,9**
		Gesamt	**Mittelwert**	42.050	57.875	4.488			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	29.182	20.399	2.158			
			Median	36.000	58.500	3.550			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	215	1.168	1.197			
			N	2	4	8			
			Standardabw.	106	925	1.337			
			Median	215	1.005	690			
		2004	**Mittelwert**	2.200	10.350	1.388	**1023,3**	**886,1**	**116,0**
			N	1	2	8			
			Standardabw.	.	12.233	1.664			
			Median	2.200	10.350	478	**1023,3**	**1029,9**	**69,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	877	4.228	1.293			
			N	3	6	16			
			Standardabw.	1.148	7.275	1.462			
			Median	290	1.500	593			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	26.805	25.834	2.440			
			N	6	8	12			
			Standardabw.	33.002	31.298	2.604			
			Median	13.700	14.700	1.365			
		2004	**Mittelwert**	35.640	46.950	2.275	**133,0**	**181,7**	**93,2**
			N	5	6	12			
			Standardabw.	31.638	30.526	2.007			
			Median	21.000	55.500	2.300	**153,3**	**377,6**	**168,5**
		Gesamt	**Mittelwert**	30.821	34.884	2.358			
			N	11	14	24			
			Standardabw.	31.084	31.677	2.275			
			Median	19.000	30.000	1.850			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 3	**ges. Bodenzone**	**2004**	**Mittelwert**	4.025	6.800	708			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	2.205	3.517	231			
			Median	4.050	6.250	745			
		Gesamt	**Mittelwert**	4.025	6.800	708			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	2.205	3.517	231			
			Median	4.050	6.250	745			
	Kapillarsaum	**2001**	**Mittelwert**	91.250	114.000	7.375			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	17.500	19.253	3.976			
			Median	92.500	120.000	7.600			
		2004	**Mittelwert**	59.500	81.250	6.525	**65,2**	**71,3**	**88,5**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	52.577	52.175	3.698			
			Median	52.000	76.500	6.250	**56,2**	**63,8**	**82,2**
		Gesamt	**Mittelwert**	75.375	97.625	6.950			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	40.050	40.398	3.584			
			Median	86.000	115.000	7.600			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	1.643	7.020	563			
			N	3	3	4			
			Standardabw.	1.344	5.410	139			
			Median	2.100	9.200	605			
		2004	**Mittelwert**	6.250	1.933	705	**380,4**	**27,5**	**125,2**
			N	2	3	4			
			Standardabw.	8.132	351	666			
			Median	6.250	1.900	405	**297,6**	**20,7**	**66,9**
		Gesamt	**Mittelwert**	3.486	4.477	634			
			N	5	6	8			
			Standardabw.	4.879	4.418	452			
			Median	2.100	2.100	500			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	52.847	68.151	3.969			
			N	7	7	8			
			Standardabw.	49.476	58.864	4.477			
			Median	70.000	86.000	1.485			
		2004	**Mittelwert**	26.660	32.545	2.646	**50,4**	**47,8**	**66,7**
			N	10	11	12			
			Standardabw.	41.593	48.120	3.475			
			Median	9.350	8.400	900	**13,4**	**9,8**	**60,6**
		Gesamt	**Mittelwert**	37.443	46.392	3.175			
			N	17	18	20			
			Standardabw.	45.470	53.889	3.849			
			Median	12.000	11.000	900			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 4	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	77.000	94.250	4.575			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	55.600	55.632	1.634			
			Median	75.500	88.000	4.100			
		2004	**Mittelwert**	67.000	86.250	6.175	**87,0**	**91,5**	**135,0**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	50.774	43.439	2.683			
			Median	73.500	98.000	5.800	**97,4**	**111,4**	**141,5**
		Gesamt	**Mittelwert**	72.000	90.250	5.375			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	49.581	46.404	2.227			
			Median	73.500	98.000	4.750			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	12.181	21.738	3.813			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	13.345	24.797	1.439			
			Median	8.525	14.750	4.000			
		2004	**Mittelwert**	4.208	13.479	3.400	**34,5**	**62,0**	**89,2**
			N	6	7	8			
			Standardabw.	2.682	13.406	1.452			
			Median	3.075	9.150	3.475	**36,1**	**62,0**	**86,9**
		Gesamt	**Mittelwert**	8.764	17.883	3.606			
			N	14	15	16			
			Standardabw.	10.743	20.066	1.412			
			Median	5.250	12.000	3.875			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	33.788	45.908	4.067			
			N	12	12	12			
			Standardabw.	44.440	50.100	1.479			
			Median	16.400	29.750	4.000			
		2004	**Mittelwert**	29.325	39.941	4.325	**86,8**	**87,0**	**106,3**
			N	10	11	12			
			Standardabw.	43.758	44.965	2.274			
			Median	7.500	26.000	3.925	**45,7**	**87,4**	**98,1**
		Gesamt	**Mittelwert**	31.759	43.054	4.196			
			N	22	23	24			
			Standardabw.	43.131	46.726	1.880			
			Median	10.675	26.000	4.000			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 5	**ges. Bodenzone**	**2004**	**Mittelwert**	2.277	4.283	807			
			N	3	4	3			
			Standardabw.	1.686	4.070	318			
			Median	2.200	3.550	980			
		Gesamt	**Mittelwert**	2.277	4.283	807			
			N	3	4	3			
			Standardabw.	1.686	4.070	318			
			Median	2.200	3.550	980			
	Kapillarsaum	**2001**	**Mittelwert**	65.250	100.000	6.900			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	40.145	46.368	3.104			
			Median	66.000	102.500	6.900			
		2004	**Mittelwert**	32.075	58.750	8.100	**49,2**	**58,8**	**117,4**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	28.901	32.887	4.486			
			Median	28.500	58.000	7.300	**43,2**	**56,6**	**105,8**
		Gesamt	**Mittelwert**	48.663	79.375	7.500			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	36.920	43.257	3.628			
			Median	39.000	71.000	7.300			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	20.400	44.388	4.388			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	11.861	22.610	1.336			
			Median	21.000	46.500	4.300			
		2004	**Mittelwert**	4.817	17.929	4.356	**23,6**	**40,4**	**99,3**
			N	6	8	8			
			Standardabw.	4.018	19.807	1.991			
			Median	3.000	12.500	5.400	**14,3**	**26,9**	**125,6**
		Gesamt	**Mittelwert**	13.721	31.158	4.372			
			N	14	16	16			
			Standardabw.	12.084	24.664	1.638			
			Median	10.000	29.500	5.150			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	35.350	62.925	5.225			
			N	12	12	12			
			Standardabw.	31.886	40.761	2.301			
			Median	29.000	54.500	4.900			
		2004	**Mittelwert**	12.618	24.723	4.645	**35,7**	**39,3**	**88,9**
			N	13	16	15			
			Standardabw.	19.985	29.112	3.595			
			Median	4.000	12.500	5.200	**13,8**	**22,9**	**106,1**
		Gesamt	**Mittelwert**	23.529	41.095	4.903			
			N	25	28	27			
			Standardabw.	28.285	38.966	3.047			
			Median	11.000	39.500	5.100			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 6	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	68.250	81.000	7.450			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	26.700	24.125	1.561			
			Median	74.500	89.000	7.200			
		2004	**Mittelwert**	63.250	84.750	7.475	**92,7**	**104,6**	**100,3**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	38.318	19.068	3.058			
			Median	57.000	79.500	6.300	**76,5**	**89,3**	**87,5**
		Gesamt	**Mittelwert**	65.750	82.875	7.463			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	30.691	20.230	2.247			
			Median	74.000	87.000	6.450			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	8.042	16.481	2.555			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	9.937	16.226	2.000			
			Median	2.350	8.000	1.650			
		2004	**Mittelwert**	4.698	18.833	2.664	**58,4**	**114,3**	**104,3**
			N	6	6	7			
			Standardabw.	5.382	17.212	1.510			
			Median	3.130	15.400	2.700	**133,2**	**192,5**	**163,6**
		Gesamt	**Mittelwert**	6.609	17.489	2.606			
			N	14	14	15			
			Standardabw.	8.201	16.036	1.726			
			Median	2.350	8.000	1.900			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	28.111	37.988	4.187			
			N	12	12	12			
			Standardabw.	33.706	36.543	3.003			
			Median	15.500	32.000	4.700			
		2004	**Mittelwert**	28.119	45.200	4.414	**100,0**	**119,0**	**105,4**
			N	10	10	11			
			Standardabw.	37.680	38.006	3.172			
			Median	10.500	37.750	4.100	**67,7**	**118,0**	**87,2**
		Gesamt	**Mittelwert**	28.115	41.266	4.295			
			N	22	22	23			
			Standardabw.	34.692	36.497	3.016			
			Median	13.500	32.250	4.500			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 7	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	35.000	63.750	6.725			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	17.378	22.969	3.221			
			Median	35.500	66.000	6.800			
		2004	**Mittelwert**	16.400	33.750	8.200	**46,9**	**52,9**	**121,9**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	11.312	14.796	3.824			
			Median	16.350	32.000	9.450	**46,1**	**48,5**	**139,0**
		Gesamt	**Mittelwert**	25.700	48.750	7.463			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	16.826	24.022	3.367			
			Median	25.500	44.500	8.600			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	9.857	28.543	5.279			
			N	7	7	8			
			Standardabw.	8.596	17.278	2.993			
			Median	7.700	26.000	4.650			
		2004	**Mittelwert**	2.950	16.159	4.640	**29,9**	**56,6**	**87,9**
			N	6	7	8			
			Standardabw.	2.008	12.712	2.890			
			Median	3.900	19.000	3.750	**50,6**	**73,1**	**80,6**
		Gesamt	**Mittelwert**	6.669	22.351	4.959			
			N	13	14	16			
			Standardabw.	7.174	15.927	2.861			
			Median	4.200	22.000	4.200			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	19.000	41.345	5.761			
			N	11	11	12			
			Standardabw.	17.200	25.552	3.006			
			Median	15.000	34.000	4.650			
		2004	**Mittelwert**	8.330	22.555	5.827	**43,8**	**54,6**	**101,1**
			N	10	11	12			
			Standardabw.	9.650	15.537	3.518			
			Median	4.550	21.000	4.850	**30,3**	**61,8**	**104,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	13.919	31.950	5.794			
			N	21	22	24			
			Standardabw.	14.821	22.767	3.200			
			Median	7.700	27.000	4.650			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 8	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	62.250	77.250	6.775			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	27.415	25.237	1.704			
			Median	57.000	74.000	7.300			
		2004	**Mittelwert**	55.000	68.500	9.525	**88,4**	**88,7**	**140,6**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	28.390	29.805	2.660			
			Median	52.500	62.500	9.150	**92,1**	**84,5**	**125,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	58.625	72.875	8.150			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	26.126	25.991	2.537			
			Median	54.000	64.500	7.750			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	4.795	14.966	3.623			
			N	7	7	8			
			Standardabw.	4.815	14.543	1.756			
			Median	3.550	13.500	3.850			
		2004	**Mittelwert**	6.338	27.250	3.058	**132,2**	**182,1**	**84,4**
			N	4	4	8			
			Standardabw.	4.192	8.968	3.052			
			Median	6.325	29.750	2.630	**178,2**	**220,4**	**68,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	5.356	19.433	3.340			
			N	11	11	16			
			Standardabw.	4.448	13.764	2.423			
			Median	4.150	18.000	3.850			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	25.687	37.615	4.673			
			N	11	11	12			
			Standardabw.	32.858	36.131	2.272			
			Median	9.700	25.000	4.100			
		2004	**Mittelwert**	30.669	47.875	5.213	**119,4**	**127,3**	**111,6**
			N	8	8	12			
			Standardabw.	32.086	30.022	4.242			
			Median	17.000	37.000	5.525	**175,3**	**148,0**	**134,8**
		Gesamt	**Mittelwert**	27.785	41.935	4.943			
			N	19	19	24			
			Standardabw.	31.727	33.209	3.339			
			Median	9.950	35.000	4.950			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
B 9	**Kapillarsaum**	**2001**	**Mittelwert**	24.875	33.450	2.950			
			N	4	4	4			
			Standardabw.	18.048	20.849	1.974			
			Median	28.500	38.500	3.450			
		2004	**Mittelwert**	37.000	49.250	4.675	**148,7**	**147,2**	**158,5**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	12.832	10.720	2.488			
			Median	36.000	45.500	3.700	**126,3**	**118,2**	**107,2**
		Gesamt	**Mittelwert**	30.938	41.350	3.813			
			N	8	8	8			
			Standardabw.	15.880	17.518	2.274			
			Median	33.000	45.500	3.700			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**			240			
			N			4			
			Standardabw.			58			
			Median			235			
		Gesamt	**Mittelwert**			240	**#DIV/0!**	**#DIV/0!**	**100,0**
			N			4			
			Standardabw.			58			
			Median			235	**#DIV/0!**	**#DIV/0!**	**100,0**
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	24.875	33.450	1.595			
			N	4	4	8			
			Standardabw.	18.048	20.849	1.942			
			Median	28.500	38.500	300			
		2004	**Mittelwert**	37.000	49.250	4.675	**148,7**	**147,2**	**293,1**
			N	4	4	4			
			Standardabw.	12.832	10.720	2.488			
			Median	36.000	45.500	3.700	**126,3**	**118,2**	**1233,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	30.938	41.350	2.622			
			N	8	8	12			
			Standardabw.	15.880	17.518	2.527			
			Median	33.000	45.500	2.800			

Anhang 2.4
Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab.: Mittelwerte und Medianwerte der MKW-, BTEX- und Alkylbenzolgehalte. Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Medianwerte							Prozentualer Anteil 2004 zu 2001		
Bohr-areal	Bodenzone	Datum		BTEX (µg/kg)	Alkylbenzole (µg/kg)	MKW (mg/kg)	BTEX (%)	Alkylbenzole (%)	MKW (%)
Insgesa	**ges. Bodenzone**	**2004**	**Mittelwert**	3.276	5.541	750			
			N	7	8	7			
			Standardabw.	2.062	3.770	251			
			Median	4.000	4.500	900			
		Gesamt	**Mittelwert**	3.276	5.541	750			
			N	7	8	7			
			Standardabw.	2.062	3.770	251			
			Median	4.000	4.500	900			
	Kapillarsaum	**2001**	**Mittelwert**	79.747	88.494	6.058			
			N	36	36	36			
			Standardabw.	84.718	57.230	2.788			
			Median	53.500	76.500	6.400			
		2004	**Mittelwert**	63.997	73.833	6.583	**80,3**	**83,4**	**108,7**
			N	36	36	36			
			Standardabw.	77.026	40.020	3.320			
			Median	44.500	66.500	6.100	**83,2**	**86,9**	**95,3**
		Gesamt	**Mittelwert**	71.872	81.164	6.321			
			N	72	72	72			
			Standardabw.	80.781	49.584	3.055			
			Median	50.500	69.000	6.250			
	unges. Bodenzone	**2001**	**Mittelwert**	9.152	20.770	2.722			
			N	49	52	64			
			Standardabw.	10.576	20.535	2.337			
			Median	4.200	12.750	2.700			
		2004	**Mittelwert**	4.260	15.472	2.793	**46,5**	**74,5**	**102,6**
			N	33	39	57			
			Standardabw.	3.854	14.810	2.378			
			Median	3.450	11.000	2.300	**82,1**	**86,3**	**85,2**
		Gesamt	**Mittelwert**	7.183	18.499	2.755			
			N	82	91	121			
			Standardabw.	8.830	18.399	2.347			
			Median	3.750	12.000	2.700			
	Gesamt	**2001**	**Mittelwert**	39.051	48.475	3.923			
			N	85	88	100			
			Standardabw.	65.465	51.830	2.969			
			Median	18.000	34.500	3.700			
		2004	**Mittelwert**	32.466	39.828	4.015	**83,1**	**82,2**	**102,3**
			N	76	83	100			
			Standardabw.	60.681	41.122	3.333			
			Median	8.650	28.000	3.450	**48,1**	**81,2**	**93,2**
		Gesamt	**Mittelwert**	35.943	44.278	3.969			
			N	161	171	200			
			Standardabw.	63.142	47.002	3.149			
			Median	11.800	31.500	3.650			

Anhang 2.5
Schadstoffverteilung in Boxplot-Diagrammen

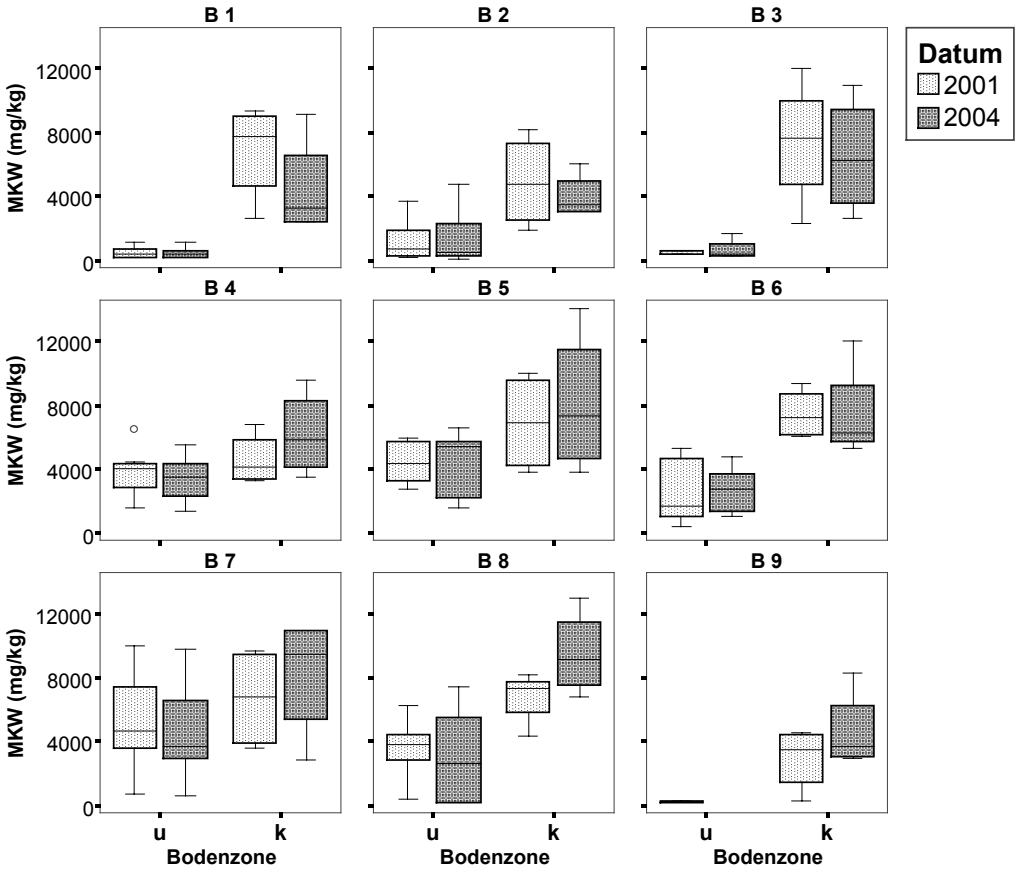


Abb. 1: Boxplot-Diagramme der MKW-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9) sowie der gesamten Messwerte (u = ungesättigte Bodenzone, k = Kapillarzone).

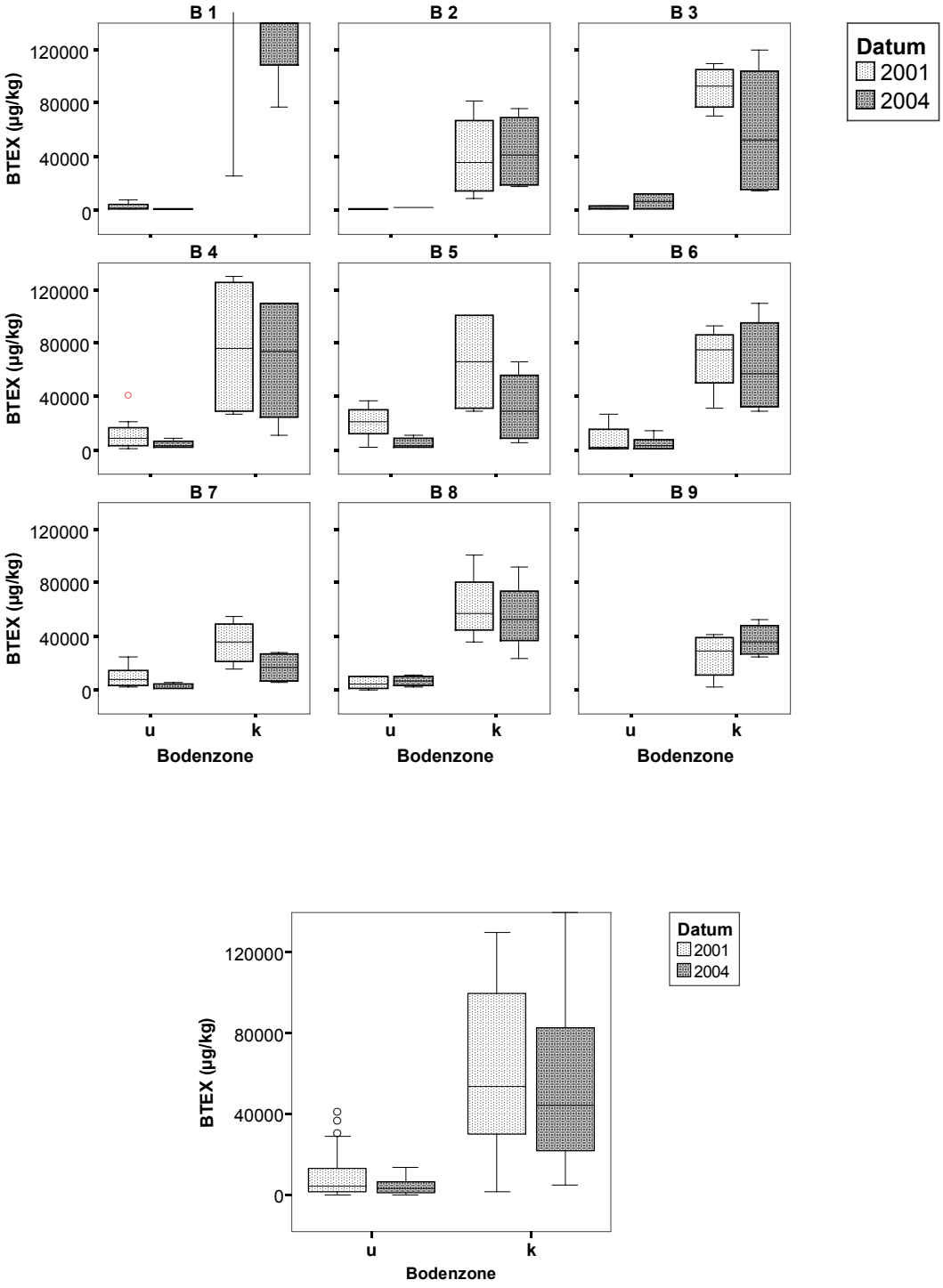


Abb. 2: Boxplot-Diagramme der BTEX-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9) sowie der gesamten Messwerte (u = ungesättigte Bodenzone, k = Kapillarzone).

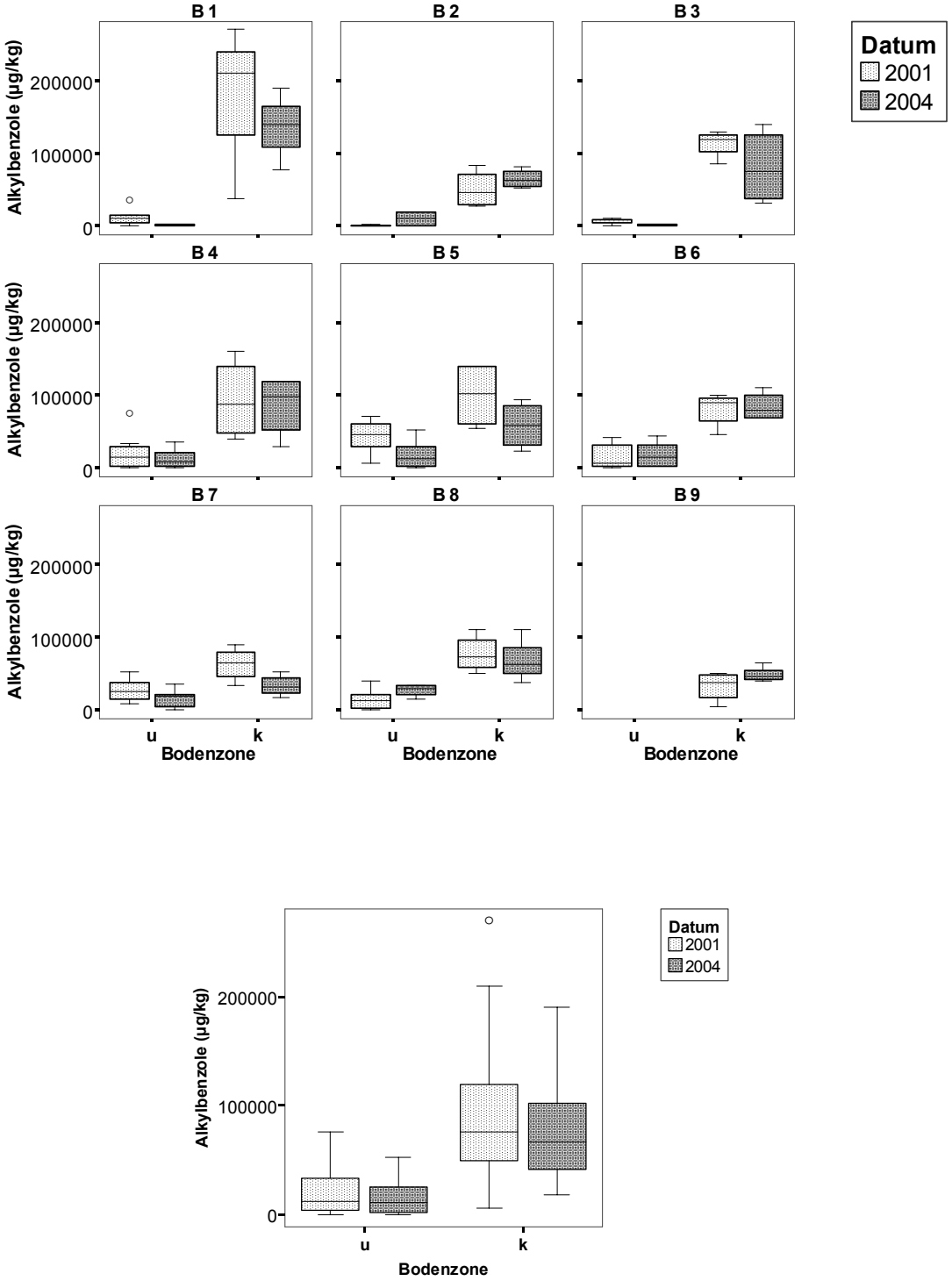


Abb. 3: Boxplot-Diagramme der Alkylbenzolgehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9) sowie der gesamten Messwerte (u = ungesättigte Bodenzone, k = Kapillarzone).

Anhang 2.6 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring

Parameter		Testfeld																			
		31.1.02	12.3.02	3.6.02	11.9.02	6.12.02	22.5.03	3.6.03	19.6.03	3.7.03	16.7.03	30.7.03	12.8.03	27.8.03	4.9.03	22.9.03	6.10.03	3.12.03	18.3.04	9.6.04	1.9.04
Sauerstoff	[Vol. %]	**9,0**	**0,2**	**1,0**	**0,4**	**3,9**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**1,1**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,3**	**0,2**	**0,3**
CO_2	[Vol. %]	**6,2**	**13,0**	**15,2**	**13,8**	**7,8**	**12,0**	**17,6**	**15,5**	**17,8**	**18,2**	**18,8**	**18,4**	**18,4**	**18,1**	**17,5**	**17,1**	**16,7**	**15,2**	**17,5**	**17,9**
CO_2	[mg/ml]	**0,1**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,2**	**0,2**	**0,3**	**0,3**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	0,3	0,3	0,4
CO_2	[mg/m³]	12.256	25.698	30.047	27.280	15.419	23.722	34.792	30.640	35.187	35.978	37.164	36.373	36.373	35.780	34.594	33.803	33.013	30.047	34.594	35.385
C (aus CO2)	[mg/m³]	3.345	7.013	8.200	7.445	4.208	6.474	9.495	8.362	9.603	9.819	10.143	9.927	9.927	9.765	9.441	9.225	9.010	8.200	9.441	9.657
C gesamt	[mg/m³]	**4.500**	**7.700**	**13.000**	**14.000**	**4.300**	**n.b.**	**10.000**	**8.500**	**9.000**	**9.700**	**9.700**	**10.300**	**10.600**	**10.000**	**11.100**	**9.000**	**8.100**	**5.500**	**8.050**	**8.700**
Methan	[Vol. %]	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**0,2**	**0,2**	**< 0,1**	**0,2**	**0,2**	**0,3**	**n.b.**	**0,3**	**0,3**	**n.b.**	**n.b.**	**0,2**	**0,2**
Butan	[mg/m³]	< 1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pentan	[mg/m³]	66	54	28	28	13	7,6	9,6	8	7,8	8,1	8,1	7,5	6,6	6,3	14	8,1	29	42	21	15
Hexan	[mg/m³]	340	330	130	330	100	120	170	190	160	180	160	160	140	140	170	110	130	170	110	110
Heptan	[mg/m³]	450	400	220	570	120	210	380	460	390	450	360	380	360	380	360	260	170	210	180	240
Octan	[mg/m³]	62	43	26	80	8	33	81	92	88	96	73	86	88	98	82	54	25	31	35	64
Nonan	[mg/m³]	22	<1	< 1	7	< 1	6,2	16	19	22	21	16	20	31	39	23	14	5	5	9	22
Decan	[mg/m³]	6	1,4	< 1	5,0	< 1	3,5	9,0	9,2	< 1	9,9	9,3	12	24	19	20	5,3	1,3	2	3	20
Summe n-Alkane	[mg/m³]	**950**	**830**	**400**	**1.000**	**240**	**380**	**670**	**780**	**670**	**770**	**630**	**670**	**650**	**680**	**670**	**450**	**360**	**460**	**360**	**470**
Benzol	[mg/m³]	8,9	1,1	0,3	1,7	1,1	0,6	2,9	1,8	1,0	1,3	0,9	0,9	0,9	0,7	1,1	0,6	0,4	0,4	0,3	0,4
Toluol	[mg/m³]	8,0	1,2	0,4	2,0	1,5	1,1	5,7	5,2	2,0	3,2	1,6	1,9	2,3	1,7	3,0	1,5	0,9	0,9	1,0	1,4
Ethylbenzol	[mg/m³]	89	3,1	3,5	21,0	4,5	6,3	64,0	67,0	18,0	39	19	25	19	17	38	13	8,2	6	8	14
m/p-Xylol	[mg/m³]	20	35,0	0,7	74,0	22,0	1,3	260,0	270,0	68,0	160	74	100	77	66	150	51	32,0	22	29	55
o-Xylol	[mg/m³]	170	1,7	13,0	73,0	0,8	24,0	14,0	22,0	3,5	8,3	5,3	5,3	3,9	3,4	6,0	2,9	1,6	1	1	3
BTEX	[mg/m³]	**300**	**42**	**18**	**170**	**30**	**33**	**350**	**370**	**93**	**210**	**100**	**130**	**100**	**89**	**200**	**69**	**43**	**30**	**39**	**74**
Styrol	[mg/m³]	0,7	< 0,1	< 0,1	2,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Cumol	[mg/m³]	9,4	0,3	0,4	2,4	0,3	0,7	7,5	8,3	2,0	5,0	2,3	3,4	2,2	1,9	4,6	1,4	1,0	0,6	0,9	1,6
Mesitylen	[mg/m³]	29	3,8	1,2	7,0	1,3	2,4	29,0	37,0	5,3	20	6,7	13	7,2	6,2	18	3,9	3,0	1	2	5
Pseudocumol	[mg/m³]	50	5,7	2,0	13,0	1,6	3,6	48,0	65,0	7,7	35	10	23	12	10	33	6,4	5,2	2	3	8
Hemellitol	[mg/m³]	15	2,3	0,6	4,2	0,6	1,3	16,0	22,0	2,3	12	3,0	7,7	3,8	3,0	11	1,9	1,7	1	1	3
Alkylbenzole	[mg/m³]	**100**	**12**	**4,2**	**29**	**4**	**8**	**100**	**130**	**17**	**72**	**22**	**47**	**25**	**21**	**67**	**14**	**11**	**4**	**6**	**17**
GC-Screening	Kettenlänge																				
n-Alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-10	5-10	5-10	5-9	5-10	5-10	6-7	5-10	n.b.	n.b.	n.b.	5-10	n.b.	n.b.	n.b.
iso-Akane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-7	4-8	5-8	4-7	5-7	5-7	5-8	5-8	n.b.	n.b.	n.b.	4-7	n.b.	n.b.	n.b.
BTEX		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-	vorh.	vorh.	vorh.	X	X	X	EX	n.b.	n.b.	n.b.	EX	n.b.	n.b.	n.b.
cycl. KW		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	n.b.	n.b.	n.b.	5-6	n.b.	n.b.	n.b.

Anhang 2.6 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring

Parameter		kontaminiertes Vergleichsareal																			
		31.1.02	12.3.02	3.6.02	11.9.02	6.12.02	22.5.03	3.6.03	19.6.03	3.7.03	16.7.03	30.7.03	12.8.03	27.8.03	4.9.03	22.9.03	6.10.03	3.12.03	18.3.04	9.6.04	1.9.04
Sauerstoff	[Vol. %]	**5,7**	**5,8**	**1,7**	**0,2**	**0,5**	**3,9**	**3,0**	**2,9**	**3,6**	**2,8**	**2,4**	**5,0**	**5,4**	**5,2**	**2,8**	**5,8**	**4,6**	**6,0**	**6,1**	**6,5**
CO_2	[Vol. %]	**6,6**	**10,4**	**14,8**	**13,8**	**16,5**	**10,4**	**14,5**	**13,5**	**14,5**	**15,3**	**16,0**	**16,1**	**13,5**	**14,0**	**15,1**	**13,5**	**12,8**	**12,0**	**12,2**	**11,9**
CO_2	[mg/ml]	**0,1**	**0,2**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,2**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	0,2	0,2	0,2
CO_2	[mg/m³]	13.047	20.559	29.257	27.280	32.617	20.559	28.664	26.687	28.664	30.245	31.629	31.826	26.687	27.675	29.850	26.687	25.303	23.722	24.117	23.524
C (aus CO2)	[mg/m³]	3.561	5.611	7.985	7.445	8.902	5.611	7.823	7.283	7.823	8.254	8.632	8.686	7.283	7.553	8.146	7.283	6.906	6.474	6.582	6.420
C gesamt	[mg/m³]	**750**	**790**	**1.300**	**1.500**	**92**	**n.b.**	**720**	**45**	**35**	**23**	**43**	**19**	**34**	**29**	**132**	**16**	**8**	**3**	**7**	**3**
Methan	[Vol. %]	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**n.b.**	**< 0,1**	**<0,1**
Butan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pentan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Hexan	[mg/m³]	1,0	4	<1	<1	< 1	4,9	< 1	6,2	< 1	< 1	< 1	1,7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	5
Heptan	[mg/m³]	1,7	11	<1	7,1	< 1	8,4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Octan	[mg/m³]	< 1	2	<1	2,4	< 1	1,7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Nonan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Decan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Summe n-Alkane	[mg/m³]	**2,7**	**18**	**< 1**	**9,5**	**< 1**	**15**	**< 1**	**6,2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**1**	**5**
Benzol	[mg/m³]	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Toluol	[mg/m³]	0,7	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,7	0,1
Ethylbenzol	[mg/m³]	3,3	0,1	< 0,1	1,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	<0,1
m/p-Xylol	[mg/m³]	1,2	1,1	< 0,1	3,7	< 0,1	0,3	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,2	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	0,7	<0,1
o-Xylol	[mg/m³]	6,7	< 0,1	< 0,1	3,7	< 0,1	2,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	<0,1
BTEX	[mg/m³]	**12**	**1,2**	**< 0,1**	**8,6**	**< 0,1**	**3,8**	**0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,4**	**0,2**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**0,1**	**2**	**0,1**
Styrol	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Cumol	[mg/m³]	0,5	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Mesitylen	[mg/m³]	2,1	< 0,1	< 0,1	0,7	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Pseudocumol	[mg/m³]	4,4	0,1	< 0,1	0,8	< 0,1	0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	<0,1
Hemellitol	[mg/m³]	1,5	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Alkylbenzole	[mg/m³]	**8,9**	**0,1**	**< 0,1**	**1,9**	**< 0,1**	**1,0**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**
GC-Screening	Kettenlänge																				
n-Alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-10	-	6	-	-	-	6	6-7	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.
iso-Akane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-7	-	5	-	-	-	-	-	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.
BTEX		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-	-	-	-	-	-	-	-	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.
cycl. KW		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	versch.	-	-	-	-	-	C6	-	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.

Anhang 2.6 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring

Parameter		unkontaminiertes Vergleichsareal																			
		31.1.02	12.3.02	3.6.02	11.9.02	6.12.02	22.5.03	3.6.03	19.6.03	3.7.03	16.7.03	30.7.03	12.8.03	27.8.03	4.9.03	22.9.03	6.10.03	3.12.03	18.3.04	9.6.04	1.9.04
Sauerstoff	[Vol. %]	**15,9**	**16,1**	**17,7**	**16,5**	**16,0**	**18,4**	**17,9**	**17,1**	**17,0**	**17,1**	**15,8**	**15,4**	**15,7**	**15,8**	**15,7**	**15,6**	**12,8**	**16,4**	**16,9**	**16,7**
CO_2	[Vol. %]	**3,9**	**4,4**	**2,3**	**4,0**	**4,3**	**2,4**	**2,7**	**3,4**	**3,3**	**4,1**	**5,2**	**6,2**	**4,5**	**5,3**	**4,9**	**5,0**	**5,7**	**4,4**	**4,2**	**4,3**
CO_2	[mg/ml]	**0,1**	**0,1**	**0,0**	**0,1**	**0,1**	**0,0**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	0,1	0,1	0,1
CO_2	[mg/m³]	7.611	8.599	4.626	7.907	8.500	4.744	5.337	6.721	6.523	8.105	10.279	12.256	8.896	10.477	9.686	9.884	11.268	8.698	8.303	8.500
C (aus CO2)	[mg/m³]	2.077	2.347	1.262	2.158	2.320	1.295	1.457	1.834	1.780	2.212	2.805	3.345	2.428	2.859	2.644	2.697	3.075	2.374	2.266	2.320
C gesamt	[mg/m³]	**< 1**	**15**	**16**	**17**	**10**	**n.b.**	**2**	**2**	**< 1**	**3**	**2**	**3**	**2**	**2**	**3**	**2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**<1**
Methan	[Vol. %]	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**
Butan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pentan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Hexan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	3,2	<1	2,9	< 1	< 1	< 1	1,9	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3
Heptan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	2,0	2,5	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Octan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Nonan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Decan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Summe n-Alkane	[mg/m³]	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**2,0**	**5,7**	**< 1**	**2,9**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**1,9**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**3**
Benzol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Toluol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Ethylbenzol	[mg/m³]	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
m/p-Xylol	[mg/m³]	< 0,1	0,4	< 0,1	0,3	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
o-Xylol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
BTEX	[mg/m³]	**0,2**	**0,4**	**< 0,1**	**0,3**	**< 0,2**	**1,7**	**0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**1,5**	**0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**
Styrol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Cumol	[mg/m³]	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Mesitylen	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Pseudocumol	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Hemellitol	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Alkylbenzole	[mg/m³]	**1,5**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,1**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**
GC-Screening	Kettenlänge																				
n-Alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
iso-Akane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
BTEX		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
cycl. KW		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Anhang 2.7

Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring

Testfeld										
Schadstoff	**mittlere BL-Konz. (mg/m³) 2002**	**mittlere BL-Konz. (mg/m³) 2003**	**mittlere BL-Konz. (mg/m³) 2004**	**SW-Konz bei 10 mg/m³ (µg/l)[1)]**	**prognos. SW-Konz (µg/l) in 2002**	**prognos. SW-Konz (µg/l) in 2003**	**prognos. SW-Konz (µg/l) in 2004**	**Fracht 2002 (bei 350 l/m²*a SW) (µg/m²*a)**	**Fracht 2003 (bei 350 l/m²*a SW) (µg/m²*a)**	**Fracht 2004 (bei 350 l/m²*a SW) (µg/m²*a)**
Butan	< 1	< 1	< 1							
Pentan	38	14	26							
Hexan	**246**	**153**	**130**	**0,251**	**6,2**	**3,8**	**3,3**	2.161	1.340	1.142
Heptan	**352**	**305**	**210**	**0,254**	**8,9**	**7,7**	**5,3**	3.129	2.711	1.867
Octan	**44**	**58**	**43**	**0,178**	**0,8**	**1,0**	**0,8**	272	360	270
Nonan	15	11	12							
Decan	4	6	8							
Summe n-Alkane	**684**	**615**	**430**							
Benzol	**2,6**	**1,2**	**0,4**	**87,9**	**23,0**	**10,8**	**3,2**	8.060	3.794	1.128
Toluol	**2,6**	**2,8**	**1,1**	**79,2**	**20,8**	**21,9**	**8,7**	7.263	7.669	3.049
Ethylbenzol	**24,2**	**30,1**	**9,3**	**68,5**	**165,9**	**206,1**	**63,5**	58.067	72.125	22.217
m/p-Xylol	**62,8**	**120,0**	**35,3**	**94,6**	**594,1**	**1135,2**	**334,3**	207.931	397.320	116.989
o-Xylol	**19,2**	**7,6**	**1,6**	**113,0**	**217,4**	**86,3**	**18,1**	76.094	30.190	6.328
BTEX	**112**	**149**	**48**		**1021**	**1460**	**428**	357.416	511.098	149.711
Styrol	1,6	0,5	< 0,1							
Cumol	2,6	4,4	1,0							
Mesitylen	8,5	17,9	2,7							
Pseudocumol	14,5	30,5	4,3							
Hemellitol	4,5	10,3	1,2							
Alkylbenzole	**30**	**45**	**9,2**							

1) nach Grathwohl und Reisinger (1996)

Anhang 2.8
Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring

Proben-Bez.		T-SW1_2						T-SW1_4		T-SW2_2									T-SW2-4				
Probenahme		05.03.02	28.05.02	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04	05.03.02	28.05.02	05.03.02	28.05.02	11.09.02	02.12.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04	05.03.02	28.05.02	11.09.02	02.12.02	03.06.03
Labor-Nummer		DW 704	DX 862	01763	03412	05534	07116	DW 705	DX 863	DW 706	DX 864	EA 656	EB 831	00568	01764	03414	05535	07117	DW 707	DX 865	EA 657	EB 832	00569
Benzol	µg/l	1	< 1	< 1	< 1			1	6	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	2	< 1	< 1	< 1	1	7	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	2	< 1
Ethylbenzol	µg/l	3	< 1	< 1	2			3	10	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			7	< 1	< 1	< 1	< 1
m/p-Xylol	µg/l	4	< 1	2	5			49	10	< 1	< 1	1	3	< 1	< 1	< 1			44	< 1	< 1	3	< 1
o-Xylol	µg/l	20	< 1	< 1	2			2	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			0	< 1	< 1	1	< 1
Summe BTEX	µg/l	**28**	**< 1**	**2**	**9**			**55**	**28**	**< 1**	**< 1**	**1**	**6**	**7**	**< 1**	**< 1**			**54**	**< 1**	**< 1**	**6**	**< 1**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	2	< 1	< 1
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1			1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mesitylen	µg/l	10	< 1	1	2			10	3	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			11	< 1	< 1	1	< 1
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	1	2			23	4	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			28	< 1	< 1	1	< 1
Hemellitol	µg/l	20	< 1	< 1	3			24	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			29	< 1	< 1	1	< 1
Summe Aromaten	µg/l	**30**	**< 1**	**2**	**7**			**58**	**9**	**< 1**	**< 1**	**1**	**2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**69**	**< 1**	**2**	**3**	**< 1**
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	***	n.b.			**	< 0,01	**	**	< 0,01	0,01	**	**	n.b.			**	< 0,01	n.b.	**	**
KW-Index	mg/l	**0,1**	**< 0,1**	****	**< 0,1**			**0,2**	**< 0,1**	**< 0,2***	**0,5**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**			**< 0,2***	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	****
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1			< 0,2*	< 0,1	< 0,2*	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1			< 0,2*	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	1,8	1,09	2,6	0,92	5,5	0,12	0,6	2,67	5,45	16,5	0,33	0,22	0,04	0,03	0,07	0,06	<0,02	3,07	30,5	2,86	0,05	**
Eisen II					0,71											< 0,2							
Nitrat	mg/l	< 1	< 1	0,15	0,56	< 1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5,2	0,17	60	20	42	< 1	< 1	1	< 1	0,15
Phosphat	mg/l	< 1	< 5	***	n.b.			< 1	< 5	< 1	< 5	< 5	< 10	***	***	n.b.			< 1	< 5	< 5	< 10	***
Sulfat	mg/l			17	22,1	26	2					46	19	35,2	28	57,5	16	25			140	8	19,5
TOC	mg/l	140	120	62	74	74	45	130	110	180	130	83	29	41	44	41	20	29	34	63	57		
DOC	mg/l	140	120	***	n.b.			130	100	180	130	83	***	***	***	n.b.			33	62	56	***	***
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	6,48	4,58	**	4,9	4	3,27	3,46	4,35	1,67	1,61	**	2,11	1,86	0,85	0,74	0,96	0,81	2,32	3,57	**	***	**
Hydrogencarbonat	mmol/l	6,48	4,58		4,9	4	3,27	3,46	4,35	1,67	1,61		2,11	1,86	0,85	0,74	0,96	0,81	2,32	3,57	**	***	**
Sauerstoff		***	***	6,6	7,6	7,7	6,7	***	***	***	***	***	8,3	6,3	5,8	7,8	10,6	6,5	***	***	***	6,3	5,7
Leitfähigkeit	µS/cm	815	640	768	566	434	319	361	478	315	309	400	267	284	420	357	178	224	310	413	470	251	285
pH-Wert	-	8,1	7,8	7,4	6,9	6,7	7,3	8,2	7,7	7,7	7,7	7,1	6,8	6,8	6,8	6,8	6,7	7,3	6,8	6,8	7,0	7	7,6
Sickerwassermenge	ml	2.300	2.500	700	2.600	2.250	1.250	700	1.850	700	550	2.800	1.750	3.100	2.700	2.300	2.250	950	800	3.000	1.300	550	50
				****								****					**						

* : BG hochgesetzt aufgrund zu geringer Probenmenge
** : Probenmenge zu gering
*** : keine Analytik durchgeführt
**** : Saugkerze neu eingebaut

Anhang 2.8
Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring

Proben-Bez.		VK-SW_2									VK-SW_4						VuK-SW_2						
Probenahme		05.03.02	28.05.02	11.09.02	02.12.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04	05.03.02	28.05.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	01.09.04	11.09.02	02.12.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04
Labor-Nummer		DW 708	DX 866	EA 658	EB 833	00570	1766	03416	05536	07118	DW 709	DX 867	00571	1766	03417	07119	EA 659	EB 834	00572	1767	03418	05537	07120
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	2	13	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	2	37	< 1	< 1		
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	3	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	2	< 1	< 1	< 1		
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
Summe BTEX	µg/l	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**7**	**13**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**6**	**37**	**< 1**	**< 1**		
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	2	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	<1		
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
Summe Aromaten	µg/l	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**4**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**3**	**< 1**	**< 1**	**< 1**		
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	***	***	n.b.			**	< 0,01	***	***			< 0,01	< 0,01	***	***	n.b.		
KW-Index	mg/l	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**			**< 0,2***	**< 0,1**	**	**			**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**		
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1			< 0,2*	< 0,1	< 0,1	**			< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Eisen	mg/l	0,06	0,06	< 0,02	0,03	0,04	< 0,02	< 0,05	0,03	<0,02	0,14	0,14	**	1		0,04	< 0,02	0,03	< 0,02	0,03	< 0,05	0,03	<0,02
Eisen II								< 0,2													< 0,2		
Nitrat	mg/l	14	44	100	130	33	36	93,3	11	15	< 1	< 1	0,2	0		55	48	66	13	56	102,0	31	50
Phosphat	mg/l	< 1	< 5	< 5	< 10	***	***	n.b.			< 1	< 5	***	***			< 5	< 10	***	***	n.b.		
Sulfat	mg/l			73	210	39,6	41	53	38	37			41,7	21		42	39	31	15,2	28	51,6	30	31
TOC	mg/l	25	19	27	32	17,00	20	< 1	16	22	43	62				280	50	51	16,00	38	< 1	29	37
DOC	mg/l	25	19	26	***	***	***	n.b.			43	62	***	***			46	47	***	***	n.b.		
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	1,86	1,44	***	0,47	0,86	0,39	0,98	1,15	1,17	5,16	4,48	**	**		1,39	***	8,94	7,60	13,50	13	12,51	12,44
Hydrogencarbonat	mmol/l	1,86	1,44		0,47	0,86	0,39	0,98	1,15	1,17	5,16	4,48	**	**		1,39		8,94	7,6	13,5	13	12,51	12,44
Sauerstoff		***	***	***	7,2	6,1	7,2	7,9	8,4	6,6	***	***	5,6	6,4		6,5	***	6,5	6	6,4	7,1	10,1	6,5
Leitfähigkeit	µS/cm	347	396	460	731	257	368	429	216	226	680	636	399	618		407	920	1000	790	1255	1360	1160	1148
pH-Wert	-	7,1	7,2	6,6	6,6	6,8	6,6	6,8	6,7	7,2	7,7	8,1	8	7,7		7,5	7,7	7,4	7,9	7,6	7,5	7,6	7,7
Sickerwassermenge	ml	2.500	2.500	3.400	1.900	3.300	1.900	2.800	2.500	1.500	900	1.650	100	250	150	200	3.400	2.600	2.100	3.600	3.900	3.000	3.000
														****	**								

* : BG hochgesetzt aufgrund
** : Probenmenge zu gering
*** : keine Analytik durchgefüh
**** : Saugkerze neu eingebaut

Anhang 2.9

a) Zusatzversuch zur Wiederfindung leichtflüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser

Tab. 1: Wiederfindungsrate von Toluol D8 nach einem Tag, einer Woche und einem Monat an den Messstellen T-SW1_2 und T-SW2_2.

Flaschen-Nr.	**1**	**3**	**9**	**10**	**9**	**10**
Probenahmestelle	**T-SW1_2**	**T-SW2_2**	**T-SW1_2**	**T-SW2_2**	**T-SW1_2**	**T-SW2_2**
Standzeit	**1 Tag**		**1 Woche**		**1 Monat**	
Standard (ml)	99,7	98,7	100,1	102,3	100,1	102,3
Standard-Konz. (µg/l)	278	278	278	278	278	278
Gesamtgewicht (g)	619,2	659,9	631,8	629,7	629,8	627,7
Eingesetzt am	04.11.03		05.11.03		05.11.03	
Probenahme am	05.11.03		12.11.03		03.12.03	
Rückwaage (g)	654,2	691,0	835,1	847,7	1351,8	1427,7
Multiplier	1,351	1,315	3,031	3,131	8,243	8,820
Wiederfindung Standard (µg/l)	**18**	**20**	**1,6**	**2,4**	**< 1**	**< 1**
Wiederfindung Standard (%)	**6,5**	**7,2**	**0,5**	**0,9**	**< 0,4**	**< 0,4**

Tab. 2: Wiederfindungsrate von Toluol D8 nach einem Monat an allen Messstellen.

Flaschen-Nr.	**9**	**2**	**10**	**4**	**5**	**6**	**7**
Probenahmestelle	**TSW1_2**	**T-SW1_4**	**TSW2_2**	**T-SW2_4**	**Vk-SW_2**	**Vk-SW_4**	**Vuk-SW**
Standard (ml)	100,1	102,8	102,3	101,9	108,9	98,3	98,5
Standard-Konz. (µg/l)	278	278	278	278	278	278	278
Gesamtgewicht (g)	629,8	622,1	627,7	658,4	623,9	616,0	629,3
Eingesetzt am	05.11.03	04.11.03	05.11.03	04.11.03	04.11.03	04.11.03	04.11.03
Probenahme am	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03
Rückwaage (g)	1351,8	623,4	1427,7	659,6	1534,8	617,3	1663,7
Multiplier	8,243	1,013	8,820	1,012	9,365	1,013	11,5
Wiederfindung Std. (µg/l)*	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**
Wiederfindung Std. (%)*	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**

**Std. = Standard*

Tab. 3: Wiederfindungsrate von Toluol D8 in der Kontrollprobe.

Flaschen-Nr.	8	8	8	8
Standzeit	Start	1 Tag	1 Woche	1 Monat
Standard (ml)				
Standard-Konz. (µg/l)	278	278	278	278
Gesamtgewicht (g)				
Eingesetzt am	04.11.03	04.11.03	04.11.03	04.11.03
Probenahme am	04.11.03	05.11.03	12.11.03	03.12.03
Rückwaage (g)				
Multiplier				
Wiederfindung Std. (µg/l)*	**278**	**231**	**165**	**150**
Wiederfindung Std. (%)*	**100**	**83**	**59**	**54**

**Std. = Standard*

Tab. 4: Übersicht der Wiederfindungsversuche mit deuteriertem Toluol D8.

Messstelle	Start 04.11.03	Tagesprobe 05.11.03	Wochenprobe 12.11.03	Monatsprobe 03.12.03
T-SW1_2	278	18	1,6	< 1
T-SW1_4	278			< 1
T-SW2_2	278	20	2,4	< 1
T-SW2_4	278			< 1
Vk-SW_2	278			< 1
Vk-SW_4	278			< 1
Vuk-SW_2	278			< 1
Kontrollprobe	278	231	165	150

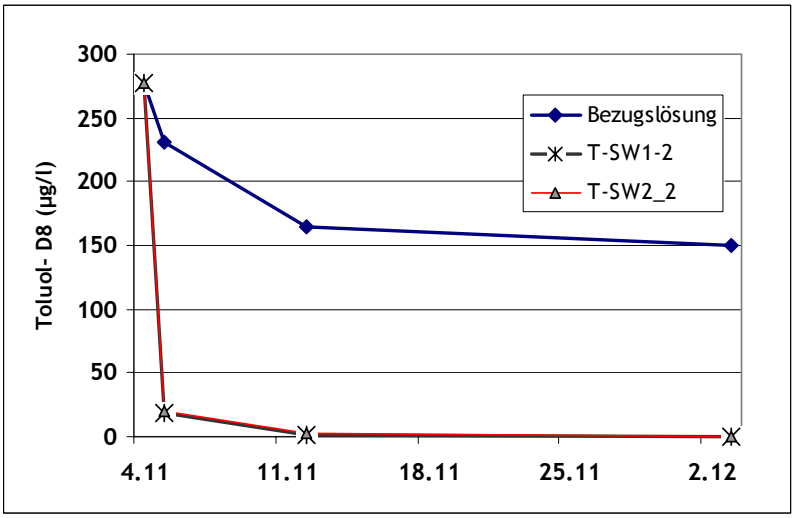


Abb. 1: **Wiederfindung von deuteriertem Toluol D8 im Sickerwasser der Messstellen T-SW1_2 und T-SW2_2 (200 hPa) im Vergleich zur Kontrollprobe (ohne Unterdruck).**

b) Zusatzversuch zur Beeinflussung wichtiger physikochemischer Parameter im Sickerwasser

Tab. 5: Veränderung verschiedener physikochemischer Parameter in den Proben T-SW2_2 und Vuk-Sw_2 nach 3 Wochen Standzeit unter Unterdruck sowie in einer mit Nitrat angereicherten Kontrollprobe.

Proben-Bez.		T-SW2-2		VK-SW-2		VK-SW_2 (Vorlage für Kontrolle)	Kontrolle: Vorlage aus VK-SW_2 vom 12.05.04 + NO_3-N (50 mg/L)	
Bedingungen		Unterdruck	Unterdruck	Unterdruck	Unterdruck	Unterdruck	Kontrolle	Kontrolle
Probennahme		**19.5.2004**	**9.6.2004**	**19.5.2004**	**9.6.2004**	**12.5.2004**	**19.5.2004**	**9.6.2004**
Nitrat	mg/l	**6,6**	**9,8**	**5,4**	**8,8**	**9,7**	**60**	**58,5**
Sulfat	mg/l	**9**	**14**	**31**	**47**	**31**	**36**	**55**
Leitfähigkeit	µS/cm	**141**	**152**	**179**	**184**	**196**	**308**	**300**
pH-Wert	-	**6,5**	**6,8**	**6,7**	**7,1**	**6,4**	**6,4**	**7,0**
Sickerwassermenge	ml	**100**	**100**	**150**	**150**	**1.000**	**500**	**500**

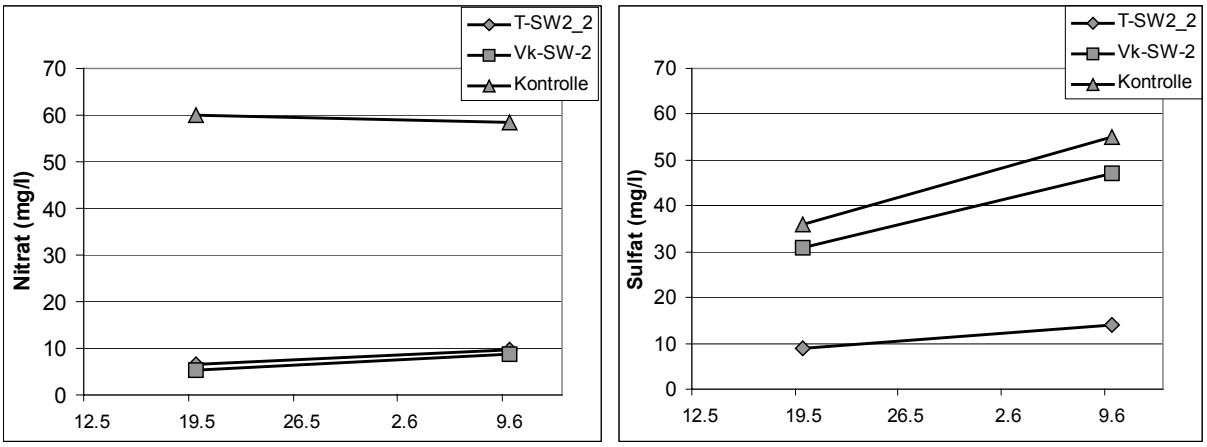


Abb. 2: Nitrat- und Sulfatgehalt (mg/l) zu Versuchsbeginn und nach 3 Wochen Standzeit.

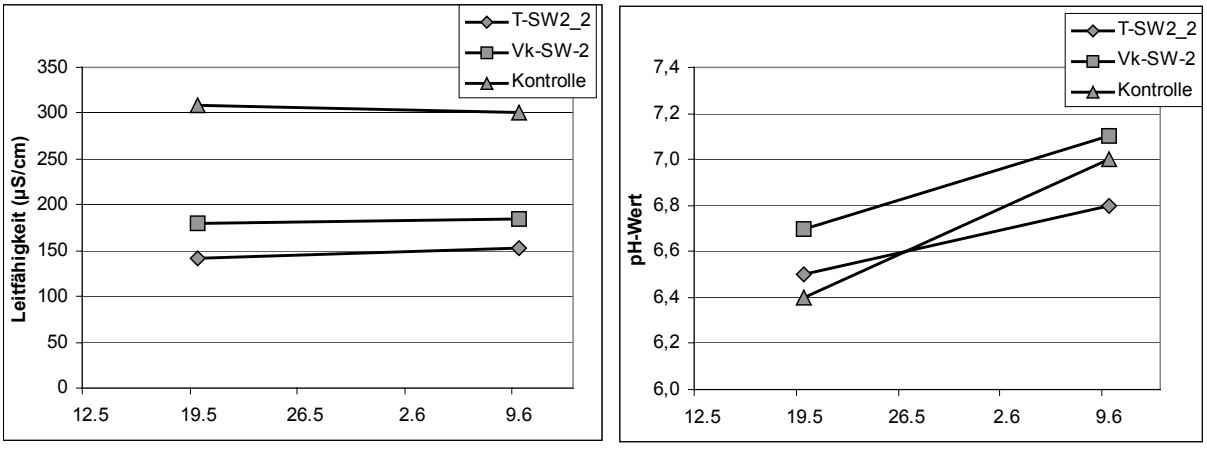
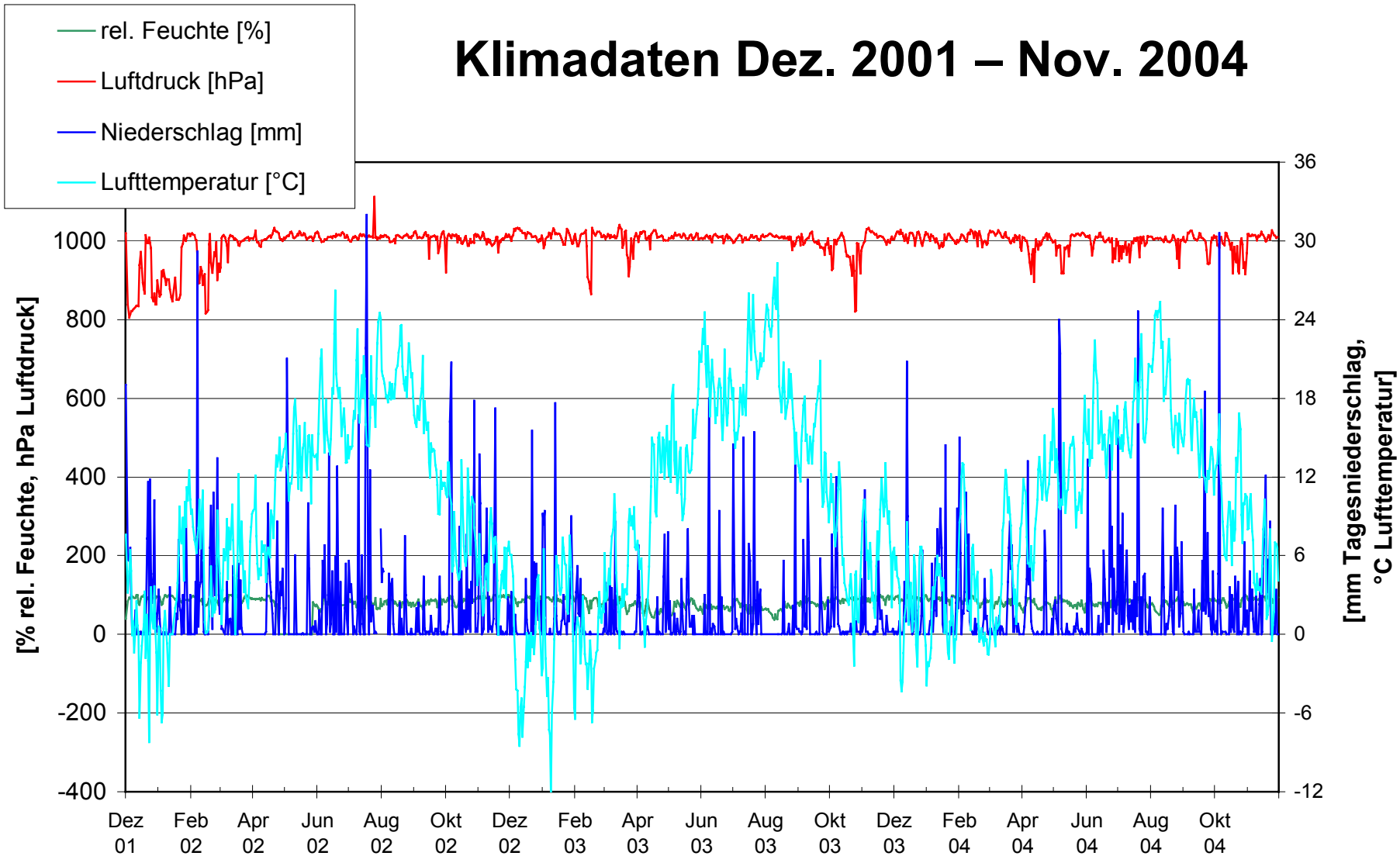


Abb. 3: Leitfähigkeit (µS/cm) und pH-Wert zu Versuchsbeginn und nach 3 Wochen Standzeit.

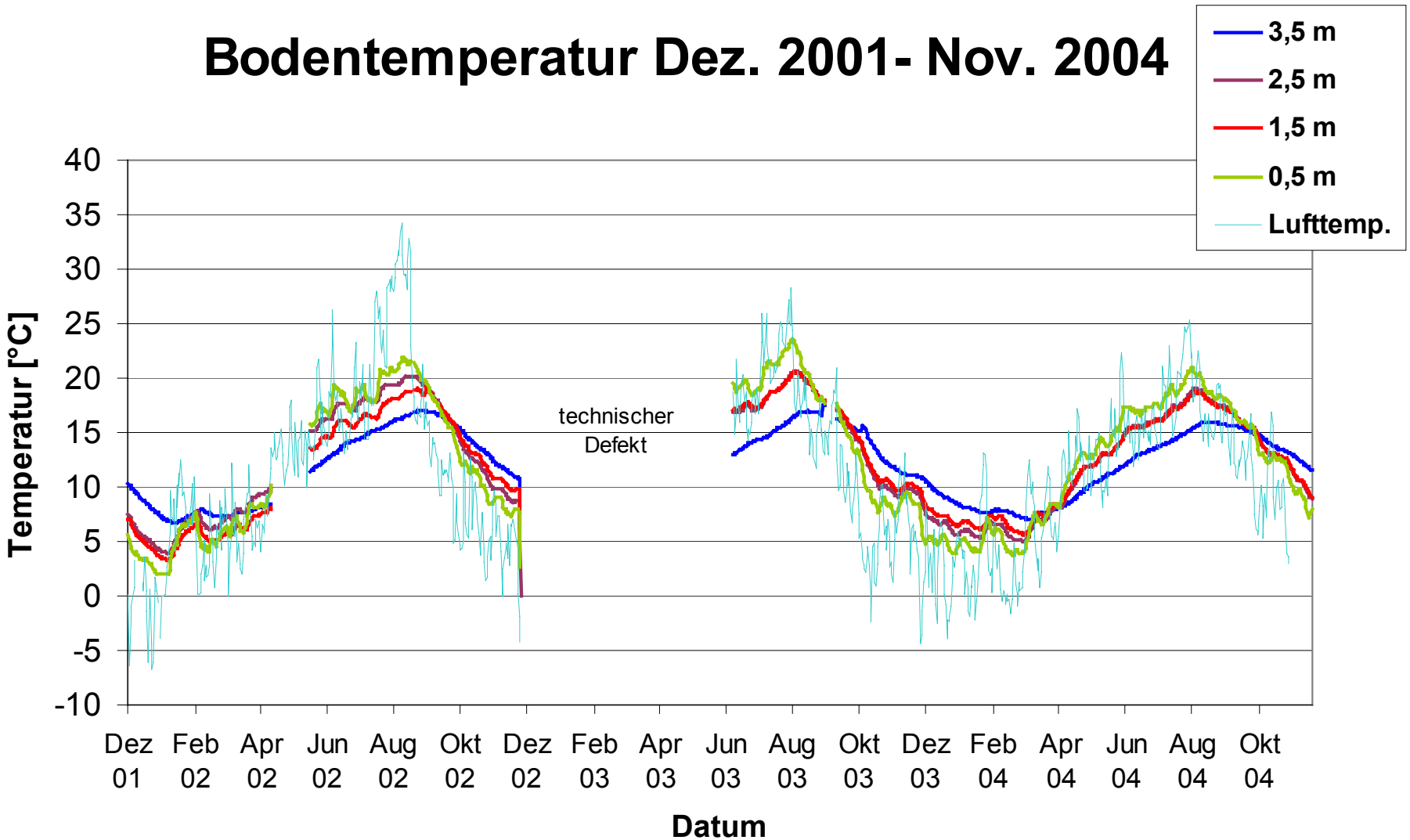
Anhang 2.10

Klimadaten Dez. 2001 – Nov. 2004



Anhang 2.10

Bodentemperatur Dez. 2001- Nov. 2004



Anhang 3 Labor- und Technikumsversuche

3.1 Flaschenversuchsserie 1: Analysenergebnisse
3.2 Flaschenversuchsserie 2: Analysenergebnisse
3.3 Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Boden
3.4 Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser
3.5 Glassäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste
3.6 Bodensäulenversuche: Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile
3.7 Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden
3.8 Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser
3.9 Bodensäulenversuche: Bodenatmungswerte von S1 und S5
3.10 Bodensäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste

Anhang 3
Abkürzungen der Bodenansprache

(in Anlehnung an AG BODEN 1996)

Bodenart

fS	Feinsand
mS	Mittelsand
gS	Grobsand
s	sandig
U	Schluff
u	schluffig
'u	leicht schluffig
T	Ton
t	tonig
't	leicht tonig

Bodenfarbe

be	beige
br	braun
ge	gelb
ro	rot
sw	schwarz
we	weiß
h	hell
d	dunkel
m	mittel

Bodenfeuchte

wf 0	trocken
wf 1	leicht feucht
wf 2	feucht
wf 3	stark feucht
wf 4	nass

Anhang 3.1

Flaschenversuchsserie 1: Analysenergebnisse

		0 Wochen					3 Wochen					6 Wochen				
	Probenbezeichnung	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)
Rückstellprobe																
MW-Variante		**95,91**	**1.746**									**95,91**	**1.312**			
Standardabweichung		**0,04**	**49**									**0,04**	**5**			
Standardfehler		**0,02**	**22**									**0,02**	**4**			
t-Wert		**4,30**	**3**									**4,30**	**13**			
Konfidenzintervall		***0,17***	***121***									***0,17***	***97***			
+/- Fehler		***0,09***	***60***									***0,09***	***49***			
	RP-B3-EP.1	95,95	1.712									95,95	1.316			
	RP-B3-EP.2	95,91	1.691									95,91	1.308			
	RP-B3-EP.3	95,88	1.767									95,88				
	RP-B3-EP.4		1.747													
	RP-B3-EP.5		1.815													
F1-N1 (Nitrat, anaerob)																
MW-Variante		**94,31**	**1.746**	**39,83**	**1,02**	**9,00**						**94,28**	**1.144**	**26,09**	**0,12**	
Standardabweichung		**0,15**	**49**	**0,16**	**0,52**	**0,00**						**0,19**	**180**	**1,45**	**1,86**	
	F1-N1-P1	94,16		39,72	1,39	9,00						94,12	1.366	24,45	3,34	
												94,17	1.380			
	F1-N1-P2	94,33		39,76	1,24	9,00						94,16	1.015	26,62	0,03	
												94,24	1.087			
	F1-N1-P3	94,45		40,01	0,42	9,00						94,38	1.018	27,20	0,22	
												94,61	997			
F1-N1 (Kontrolle, anaerob)																
MW-Variante		**93,91**	**1.746**									**94,38**	**1.223**			
Standardabweichung		**0,04**	**49**									**0,27**	**128**			
	F1-N1-K4	93,89										94,48	1.120			
												94,28	1.205			
	F1-N1-K5	93,94										94,58	1.089			
												94,75	1.163			
	F1-N1-K6											94,02	1.387			
												94,21	1.372			

Anhang 3.1

Flaschenversuchsserie 1: Analysenergebnisse

		0 Wochen					3 Wochen					6 Wochen				
	Probenbezeichnung	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)
F1-N2 (Nitrat, Nährstoffe, aerob)																
MW-Variante		**94,19**	**1.746**	**21,98**	**18,68**	**9,00**	**94,61**		**19,16**	**4,67**		**94,88**	**667**	**19,94**	**-0,35**	**4,29**
Standardabweichung		**0,16**	**49**	**0,17**	**0,29**	**0,00**	**0,27**		**0,65**	**0,66**		**0,08**	**23**	**0,18**	**2,10**	**0,69**
Standardfehler		**0,09**		**0,10**	**0,17**	**0,00**	**0,15**		**0,37**	**0,38**		**0,03**	**10**	**0,10**	**1,21**	**0,40**
t-Wert		**4,30**		**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4,30**		**4,30**	**4,30**		**2,57**	**3**	**4,30**	**4,30**	**4,30**
Konfidenzintervall		***0,80***		***0,83***	***1,45***	***0,00***	***1,33***		***3,22***	***3,25***		***0,18***	***49***	***0,90***	***10,42***	***3,42***
+/- Fehler		***0,40***		***0,42***	***0,73***	***0,00***	***0,67***		***1,61***	***1,63***		***0,09***	***25***	***0,45***	***5,21***	***1,71***
	F1-N2-P1	94,22		22,06	18,68	9,00	94,31		19,69	5,13		94,90	651	19,73	-2,68	4,96
												94,73	683			
	F1-N2-P2	94,34		21,79	18,39	9,00	94,67		18,44	3,92		94,92	691	20,02	1,39	3,58
												94,86	684			
	F1-N2-P3	94,02		22,10	18,97	9,00	94,84		19,36	4,96		94,98	661	20,07	0,25	4,32
												94,91	630			
F1-N2 (Nährstoffe, aerob)																
MW-Variante		**94,10**	**1.746**	**0,58**	**33,64**	**9,00**	**95,38**		**0,53**	**23,45**	**6,34**	**95,89**	**486**		**17,39**	**3,69**
Standardabweichung		**0,11**	**49**	**0,02**	**0,10**	**0,00**	**0,84**		**0,00**	**0,46**	**0,60**	**0,85**	**54**		**0,17**	**1,20**
Standardfehler		**0,06**		**0,01**	**0,05**	**0,00**	**0,49**		**0,00**	**0,27**	**0,35**	**0,35**	**22**		**0,10**	**0,69**
t-Wert		**4,30**		**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4,30**		**4,30**	**4,30**	**4,30**	**2,57**	**3**		**4,30**	**4,30**
Konfidenzintervall		***0,54***		***0,12***	***0,47***	***0,00***	***4,18***		***0,02***	***2,30***	***2,97***	***1,79***	***113***		***0,83***	***5,94***
+/- Fehler		***0,27***		***0,06***	***0,24***	***0,00***	***2,09***		***0,01***	***1,15***	***1,49***	***0,90***	***57***		***0,41***	***2,97***
	F1-N2-P4	94,23		0,56	33,75	9,00	96,35		0,53	23,29	6,15	97,01	390		17,21	3,30
												96,94	464			
	F1-N2-P5	94,02		0,57	33,57	9,00	94,89		0,53	23,97	7,01	95,34	516		17,54	5,03
												95,61	486			
	F1-N2-P6	94,06		0,61	33,61	9,00	94,89		0,53	23,08	5,87	95,22	540		17,42	2,73
												95,20	519			
F1-N2 (Kontrolle, aerob)																
MW-Variante		**94,34**	**1.746**	**0,65**	**0,00**	**0,00**	**94,89**		**0,46**	**0,09**		**95,04**	**974**			
Standardabweichung		**0,06**	**49**	**0,06**	**0,00**	**0,00**	**0,29**		**0,01**	**0,15**		**0,13**	**105**			
Standardfehler		**0,03**		**0,03**	**0,00**	**0,00**	**0,17**		**0,01**	**0,09**		**0,05**	**43**			
t-Wert		**4,30**		**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4,30**		**4,30**	**4,30**		**2,57**	**3**			
Konfidenzintervall		***0,30***		***0,29***	***0,00***	***0,00***	***1,43***		***0,07***	***0,76***		***0,27***	***221***			
+/- Fehler		***0,15***		***0,14***	***0,00***	***0,00***	***0,72***		***0,04***	***0,38***		***0,14***	***111***			
	F1-N2-K7	94,27		0,65	0,00	0,00	94,63		0,45	0,00		95,12	995			
												94,95	1.070			
	F1-N2-K8	94,38		0,59	0,00	0,00	94,85		0,48	0,00		94,87	922			
												94,97	1.120			
	F1-N2-K9	94,36		0,71	0,00	0,00	95,20		0,46	0,27		95,21	871			
												95,13	868			

Anhang 3.2

Flaschenversuchs-Serie 2: Analysenergebnisse

		0 Wochen							4 Wochen					8 Wochen						
	Proben-bezeichnung	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	RB 0-96 h (mg/kg TS h)	RS 0-96 h (mg/kg TS h)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat-Mittel (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	RB 0-96 h (mg/kg TS h)	RS 0-96 h (mg/kg TS h)
Blind																				
MW-Variante		**100,01**	**14**	**< 0,2**	**< 0,12**	**< 2**			**99,98**	**6**				**99,99**	**1**					
	Blind 1	99,99	13	< 0,2	< 0,12	< 2			99,98	6				99,99	1					
	Blind 2	100,03	14	< 0,2																
Rückstellprobe																				
MW-Variante		**97,04**	**2.340**	**< 0,2**	**< 0,12**	**3,47**	**< 1**	**< 1**	**97,12**	**2.159**				**97,22**	**2.112**	**< 0,2**	**0,02**			
Standardabweichung		**0,01**	**6**			**0,09**	**0,00**	**0,00**	**0,15**	**31**				**0,03**	**115**					
Standardfehler		**0,00**	**3**			**0,07**	**0,00**	**0,00**	**0,10**	**22**				**0,02**	**47**					
t-Wert		**4,30**	**4**			**12,71**	**4,30**	**4,30**	**4,30**	**13**				**4,30**	**3**					
Konfidenzintervall		***0,03***	***30***			***1,67***	***0,00***	***0,00***	***0,89***	***559***				***0,15***	***242***					
+/- Fehler		***0,01***	***15***			***0,84***	***0,00***	***0,00***	***0,45***	***280***				***0,08***	***121***					
	F3-RP-B1-4	97,03	2.336	< 0,2	< 0,12	3,54	0,00	0,39	97,02	2.181				97,26	2.176	< 0,2	0,02			
	F3-RP-B1-5	97,04	2.347	< 0,2	< 0,12	3,40	0,00	0,39							2.197					
	F3-RP-B1-6	97,04	2.337	< 0,2	< 0,12		0,00	0,39	97,23	2.137				97,20	2.179	< 0,2				
	F3-RP-B1-7														2.193					
	F3-RP-B1-8													97,21	1.953					
	F3-RP-B1-9														1.973					
F3-N1 (Nitrat, Phosphat, Stickstoff)																				
MW-Variante		**92,71**	**2.421**	**50,49**	**< 0,12**	**27,89**	**14,03**	**3,56**	**93,18**	**881**	**< 0,2**	**8,46**	**19,10**	**93,03**	**422**	**0,27**	**3,80**	**18,67**	**1,8**	**3,2**
Standardabweichung		**0,16**	**15**	**0,76**	**0,05**	**1,74**	**0,08**	**0,18**	**0,02**	**151**		**1,80**	**0,55**	**0,10**	**80**	**0,03**		**1,15**	**0,0**	**0,2**
Standardfehler		**0,09**	**9**	**0,44**	**0,03**	**1,00**	**0,05**	**0,11**	**0,01**	**87**		**0,74**	**0,22**	**0,06**	**33**	**0,01**		**0,47**	**0,0**	**0,1**
t-Wert		**4,30**	**4**	**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4,30**	**4**		**2,57**	**2,57**	**4,30**	**3**	**2,57**		**2,57**	**2,8**	**2,8**
Konfidenzintervall		***0,78***	***76***	***3,78***	***0,25***	***8,62***	***0,40***	***0,91***	***0,11***	***750***		***3,78***	***1,15***	***0,48***	***168***	***0,07***		***2,41***	***0,1***	***0,5***
+/- Fehler		***0,39***	***38***	***1,89***	***0,12***	***4,31***	***0,20***	***0,46***	***0,06***	***375***		***1,89***	***0,58***	***0,24***	***84***	***0,04***		***1,21***	***0,0***	***0,3***
	F3-N1-1	92,89	2.404	51,26	0,17	25,88	14,05	3,48	93,20	707	< 0,2	8,28	19,51	93,12	337	0,24	3,80	19,79	1,8	
	F3-N1-1											8,37	18,62		307	0,25		20,27		3,2
	F3-N1-2	92,65	2.429	49,74	0,11	28,88	14,11	3,43	93,16	957	< 0,2	6,60	18,47	93,05	456	< 0,2	< 0,12	18,52	1,7	3,1
	F3-N1-2											6,54	18,72		447	0,31		18,27	1,7	3,5
	F3-N1-3	92,60	2.432	50,47	0,08	28,89	13,95	3,77	93,19	979	< 0,2	9,86	19,63	92,92	490	0,24	< 0,12	17,94	1,8	3,0
	F3-N1-3											11,11	19,63		493	0,30		17,23	1,8	3,4

		0 Wochen							4 Wochen					8 Wochen						
	Proben-bezeichnung	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	RB 0-96 h (mg/kg TS h)	RS 0-96 h (mg/kg TS h)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat-Mittel (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	TS Mittelwert (%)	MKW-Mittelwert (mg/kg TS)	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosphat (mg/kg TS)	RB 0-96 h (mg/kg TS h)	RS 0-96 h (mg/kg TS h)
F3-N2 (Nitrat, Phosphat, Stickstoff)																				
MW-Variante		**92,71**	**2.421**	**50,49**	**< 0,12**	**27,89**	**14,03**	**3,56**	**93,46**	**1.894**	**32,43**	**2,42**	**24,30**	**93,35**	**1.922**	**20,24**	**4,11**	**20,45**	**8,2**	**2,3**
Standardabweichung			**15**	**0,76**		**1,74**			**0,51**	**51**	**9,78**	**1,43**	**0,33**	**0,40**	**75**	**11,24**	**0,16**	**1,18**	**7,6**	**0,9**
Standardfehler			**9**	**0,44**		**1,00**			**0,30**	**30**	**5,65**	**0,58**	**0,13**	**0,23**	**31**	**4,59**	**0,11**	**0,48**	**3,1**	**0,4**
t-Wert			**4**	**4,30**		**4,30**			**4,30**	**4**	**4,30**	**2,57**	**2,57**	**4,30**	**3**	**2,57**	**12,71**	**2,57**	**2,6**	**2,6**
Konfidenzintervall			***76***	***3,78***		***8,62***			***2,54***	***254***	***48,60***	***2,99***	***0,69***	***1,98***	***158***	***23,59***	***2,88***	***2,49***	***15,9***	***1,9***
+/- Fehler			***38***	***1,89***		***4,31***			***1,27***	***127***	***24,30***	***1,50***	***0,34***	***0,99***	***79***	***11,79***	***1,44***	***1,24***	***7,9***	***1,0***
	F3-N2-4		2.404	51,26		25,88			93,75	1.920	40,58	0,87	24,37	93,30	1.956	24,85	< 0,12	21,40	17,3	3,3
	F3-N2-4											0,84	24,51		1.922	32,06		21,45	17,4	3,5
	F3-N2-5		2.429	49,74		28,88			92,87	1.928	35,12	2,40	24,06	92,98	1.995	26,40	< 0,12	21,46	0,7	1,3
	F3-N2-5											2,31	23,87		1.993	25,94		20,33	0,7	1,6
	F3-N2-6		2.432	50,47		28,89			93,75	1.836	21,58	4,06	24,19	93,77	1.851	5,99	3,99	19,00	6,3	1,8
	F3-N2-6											4,02	24,78		1.814	6,21	4,22	19,05	6,8	2,3
F3-K3 (Sauerstoff)																				
MW-Variante		**92,69**	**2.441**	**< 0,2**	**< 0,12**	**3,47**	**< 1**	**< 1**	**93,15**	**1.908**				**92,81**	**1.898**	**< 0,2**	**< 0,12**	**4,85**	**< 1**	**< 1**
Standardabweichung		**0,09**	**23**			**0,09**			**0,33**	**14**				**0,15**	**61**				**0,1**	**0,7**
Standardfehler		**0,05**	**14**			**0,05**			**0,19**	**8**				**0,09**	**25**				**0,0**	**0,4**
t-Wert		**4,30**	**4**			**4,30**			**4,30**	**4**				**4,30**	**3**				**4,3**	**4,3**
Konfidenzintervall		***0,44***	***117***			***0,46***			***1,65***	***69***				***0,74***	***127***				***0,3***	***3,6***
+/- Fehler		***0,22***	***58***			***0,23***			***0,82***	***34***				***0,37***	***63***				***0,2***	***1,8***
	F3-K1-7	92,59	2.463			3,54			93,43	1.892				92,84	1.895	< 0,2	< 0,12	4,85	0,2	0,2
	F3-K1-7														1.837				0,3	2,0
	F3-K1-8	92,70	2.442			3,40			92,78	1.917				92,93	1.889	< 0,2	< 0,12		0,2	0,2
	F3-K1-8														1.829				0,1	0,2
	F3-K1-9	92,77	2.417						93,25	1.914				92,64	1.976	< 0,2	< 0,12		0,1	0,1
	F3-K1-9														1.958				0,1	0,1
F3-K3 (Stickstoff)																				
MW-Variante		**92,69**	**2.441**	**< 0,2**	**< 0,12**	**3,47**	**< 1**	**< 1**	**93,57**	**1.927**				**92,93**	**2.116**	**< 0,2**	**< 0,12**	**3,42**	**< 1**	**< 1**
Standardabweichung			**23**			**0,09**			**0,41**	**58**				**0,48**	**157**				**1,5**	**0,0**
Standardfehler			**14**			**0,05**			**0,24**	**33**				**0,28**	**64**				**0,6**	**0,0**
t-Wert			**4**			**4,30**			**4,30**	**4**				**4,30**	**3**				**2,6**	**2,6**
Konfidenzintervall			***117***			***0,46***			***2,03***	***287***				***2,38***	***330***				***3,2***	***0,0***
+/- Fehler			***58***			***0,23***			***1,02***	***144***				***1,19***	***165***				***1,6***	***0,0***
	F3-K2-10		2.463			3,54			93,60	1.915				93,06	2.010	< 0,2	< 0,12	3,42	0,3	0,1
	F3-K2-10														2.038				0,4	0,1
	F3-K2-11		2.442			3,40			93,15	1.990				92,39	2.170	< 0,2	< 0,12		0,4	0,1
	F3-K2-11														2.377				0,4	0,1
	F3-K2-12		2.417						93,97	1.876				93,32	1.936	< 0,2	< 0,12		3,1	0,1
	F3-K2-12														2.168				3,4	0,1

Anhang 3.3
Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Probennahmepunkt	Proben-bezeichnung	Probe	Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Sonstiges	Trocken-substanz (%)	MKW (mg/kg TS)	pH-Wert	LF (µS/cm), ~24°C	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosophat (mg/kg TS)	N-gesamt (mg/kg TS)
Blind	GS B-Bl.1	Bl						100,03	18						
	GS B-Bl.2	Bl						100,05							
Rückstellprobe B 3 (GS)	RP-B3 A	RP-B3		mbr	wf 2	MKW		97,1	1.178	5,1	38,4				
	RP-B3 B	RP-B3						96,7	1.182		35,6				
(2002)	RP-B3 C	RP-B3						95,91		5,7					
(2002)	RP-B3 D	RP-B3								5,5					
Rückstellprobe B 5 (GS)	RP-B5 A	RP-B5		mbr	wf 2	MKW		96,35	1.929	4,2	48,6				
	RP-B5 B	RP-B5						96,47	1.939		48,6				
(2002)	RP-B5 C	RP-B5								4,7					
(2002)	RP-B5 D	RP-B5								4,6					
Glassäule 5: Top-Sand	GS B-5-Top	5-T		be-we	wf 1	l. MKW		98,28							
Glassäule 5: 0-10cm	GS B-5.1 A	5.1	0-10	br	wf 1	MKW		97,06	237	7,5	61,6				
	GS B-5.1 B	5.1						97,07		7,5	60,3				
Glassäule 5: 10-20cm	GS B-5.2 A	5.2	20-30	br	wf 2	MKW		96,35	440	6,8	31,4				
	GS B-5.2 B	5.2						96,34		6,8	29,4				
Glassäule 5: 20-30cm	GS B-5.3 A	5.3	20-30	br	wf 2	MKW		94,68	626	6,6	31,0				
	GS B-5.3 B	5.3						94,64		6,4	31,0				
Glassäule 5: 30-40cm	GS B-5.4 A	5.4	30-40	br	wf 3-4	st. MKW		90,41	559	6,4	29,6				
	GS B-5.4 B	5.4						90,44		6,4	29,3				
Glassäule 5: Basis-Sand	GS B-5-Basis	5-Ba	40-45	dbr	wf 4	MKW		85,14	663						
								84,83							
Glassäule 6: Top-Sand	GS B-6-Top	6-T		be-we	wf 1	st. MKW		98,53							
Glassäule 6: 0-10cm	GS B-6.1 A	6.1	0-10	br	wf 1	l. MKW		95,74	1.313	7,5	75,8				
	GS B-6.1 B	6.1						95,89		7,6	72,8				
Glassäule 6: 10-20cm	GS B-6.2 A	6.2	20-30	br	wf2	MKW		95,83	1.547	4,9	29,5				
	GS B-6.2 B	6.2						95,87		4,9	27,9				
Glassäule 6: 20-30cm	GS B-6.3 A	6.3	20-30	br	wf 2	MKW		94,68	1.713	4,5	33,2				
	GS B-6.3 B	6.3						94,72		4,5	29,3				
Glassäule 6: 30-40cm	GS B-6.4 A	6.4	30-40	br	wf3	st. MKW		89,32	1.942	4,4	29,6				
	GS B-6.4 B	6.4						89,66		4,4	28,2				
Glassäule 6: Basis-Sand	GS B-6-Basis	6-Ba	40-45	be-br	wf 4	U !, MKW		83,74	156						
								83,62							
Glassäule 1: Top-Sand	GS B-1-Top	1-T		be	wf 1			99,88							
Glassäule 1: 0-10cm	GS B-1.1 A	1.1	0-10	br	wf 1			97,11	308			1,65	1,28		2,92
	GS B-1.1 B	1.1						97,11	331			2,88	1,52		4,41
Glassäule 1: 10-20cm	GS B-1.2 A	1.2	20-30	br	wf 2			96,53	371			2,90	2,32		5,22
	GS B-1.2 B	1.2						96,55	396				2,40		2,40
Glassäule 1: 20-30cm	GS B-1.3 A	1.3	20-30	br	wf 2-3	muffig		95,88	316			3,34	2,75		6,09
	GS B-1.3 B	1.3						95,87	251			0,00	3,00		3,00
Glassäule 1: 30-40cm	GS B-1.4 A	1.4	30-40	br	wf 3	muffig		93,78	234			5,54	2,43		7,97
	GS B-1.4 B	1.4						93,70	200			4,69	2,30		6,99
Glassäule 1: Basis-Sand	GS B-1-Basis	1-Ba	40-45	be-br	wf 4	muffig	st. u	86,85	80						
								86,66							

Anhang 3.3
Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Probennahmepunkt	Proben-bezeichnung	Probe	Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Sonstiges	Trocken-substanz (%)	MKW (mg/kg TS)	pH-Wert	LF (µS/cm), ~24°C	Nitrat (mg/kg TS)	Ammonium (mg/kg TS)	Phosophat (mg/kg TS)	N-gesamt (mg/kg TS)
Glassäule 2: Top-Sand	GS B-2-Top	2-T		be-hbr	wf 1		br. Flecken	99,93						6,79	
Glassäule 2: 0-10cm	GS B-2.1 A	2.1	0-10	br	wf 2	muffig		97,28	165			6,58	5,34	40,87	11,92
	GS B-2.1 B	2.1						97,26				5,75	4,73		10,48
Glassäule 2: 10-20cm	GS B-2.2 A	2.2	20-30	br	wf 2			96,83	298			7,84	11,15	26,10	18,99
	GS B-2.2 B	2.2						96,82					8,88		8,88
Glassäule 2: 20-30cm	GS B-2.3 A	2.3	20-30	br	wf 3	muffig		96,10	446			6,24	12,49	12,95	18,73
	GS B-2.3 B	2.3						95,99				6,24	12,90		19,14
Glassäule 2: 30-40cm	GS B-2.4 A	2.4	30-40	br	wf 3	muffig		94,68	470			2,96	14,37	3,27	17,33
	GS B-2.4 B	2.4						94,48				2,54	12,47		15,01
Glassäule 2: Basis-Sand	GS B-2-Basis	2-Ba	40-45	be-br	wf 3-4	muffig	'u	86,42	92					1,05	
								85,95							
Glassäule 3: Top-Sand	GS B-3-Top	3-T		be-br	wf 1-2		ro. Flecken	99,92						9,51	
Glassäule 3: 0-10cm	GS B-3.1 A	3.1	0-10	br	wf 2	l. MKW		97,09	150				18,12	39,74	
	GS B-3.1 B	3.1						97,12					15,86		
Glassäule 3: 10-20cm	GS B-3.2 A	3.2	20-30	br	wf 2-3	l. MKW		96,80	352				22,91	27,42	
	GS B-3.2 B	3.2						96,87					25,40		
Glassäule 3: 20-30cm	GS B-3.3 A	3.3	20-30	br	wf 3	MKW		96,58	452				20,92	8,44	
	GS B-3.3 B	3.3						96,57					20,91		
Glassäule 3: 30-40cm	GS B-3.4 A	3.4	30-40	br	wf 3-4	MKW		93,93	584				18,68	2,70	
	GS B-3.4 B	3.4						94,21					15,51		
Glassäule 3: Basis-Sand	GS B-3-Basis	3-Ba	40-45	be	wf 4	MKW	'u (Basis)	86,07	126					1,10	
								86,58							
Glassäule 4: Top-Sand	GS B-4-Top	4-T		be-br	wf 1	l. MKW		99,28							
Glassäule 4: 0-10cm	GS B-4.1 A	4.1	0-10	br	wf 1	l. MKW		96,96	337					1,65	
	GS B-4.1 B	4.1						96,98							
Glassäule 4: 10-20cm	GS B-4.2 A	4.2	20-30	br	wf 2	MKW		96,32	600					2,04	
	GS B-4.2 B	4.2						96,30							
Glassäule 4: 20-30cm	GS B-4.3 A	4.3	20-30	br	wf 2-3	MKW		95,72	673						
	GS B-4.3 B	4.3						95,68							
Glassäule 4: 30-40cm	GS B-4.4 A	4.4	30-40	br	wf 3	MKW		94,72	784						
	GS B-4.4 B	4.4						94,78							
Glassäule 4: Basis-Sand	GS B-4-Basis	4-Ba	40-45	be-br	wf 4	l. MKW	u	86,12	118						
								86,00							
	Legende:	Farbe				Feuchte									
		be	beige			wf 0	trocken								
		br	braun			wf 1	leicht feucht								
		we	weiß			wf 2	feucht								
		ro	rot			wf 3	stark feucht								
		h	hell			wf 4	nass								
		d	dunkel												
		m	mittel												

Anhang 3.4
Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser

Parameter	Einheit	GS 1	GS 2	GS 3	GS 4	GS 5	GS 6	NW
								NW_F
MKW-Mittel	[mg/l]	**1,8**	**1,7**	**1,2**	**5,9**	**12,7**	**1,1**	
MKW 1	[mg/l]	2,2	2,2	1,4	4,8	4,1	2,2	
MKW 2	[mg/l]	1,5	1,9	1,1	6,7	30,6	0,9	
MKW 3	[mg/l]	1,8	1,5	0,9	8,4	10,0	0,7	
MKW 4	[mg/l]	1,5	1,4	1,4	3,7	6,0	0,7	
Leitfähigkeit Zugabe-Lsg.	[µS/cm]	834	zu wenig Probe	911	zu wenig Probe	3130	3130	
Temp. LF-Gerät	[°C]	22,8		22,6		22,7	22,7	
Leitfähigkeit Zugabe-Lsg.	[µS/cm]	746	820	811	23	2760	2760	
Temp. LF-Gerät	[°C]	23,0	22,9	22,3	22,7	22,3		
Leitfähigkeit 0	[µS/cm]	280	661	783	175	205		
Temp. LF-Gerät	[°C]	22,8	22,7	22,4	22,6	22,6		
Leitfähigkeit 1	[µS/cm]	485	672	724	105	196	350	31
Temp. LF-Gerät	[°C]	23,9	24,2	24,3	24,3	24,2	23,7	24,6
Leitfähigkeit 2	[µS/cm]	775	786	794	43	145	k. Probe	
Temp. LF-Gerät	[°C]	24,0	23,6	23,3	23,3	23,9	k. Probe	
Leitfähigkeit 3		775	807	833	49	166	135	
Temp. LF-Gerät		23,5	23,3	23,4	23,3	23,3	23	
Leitfähigkeit 4	[µS/cm]	794	830	845	41	134	109	
Temp. LF-Gerät	[°C]	23,4	23,2	22,9	23,3	23,1	23,3	
pH-Wert Zugabe-Lsg.		6,6	5,9	5,8	6,9	12,2	12,2	
pH-Wert 1		6,7	6,6	6,2	6,5	7,7	6,0	
pH-Wert 2		7,0	6,9	6,3	6,3	7,0	5,8	
pH-Wert 3		7,1	7,0	6,6	6,7	7,6	6,9	
pH-Wert 4		7,0	6,9	6,7	6,8	7,7	6,5	
NO3-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]	78,0	39,0					
NO_3-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]							
NO_3-N 1	[mg/l]	37,5	20,0	0,5	< 0,5			1,0
NO_3-N 2	[mg/l]	62,5	40,0	< 0,5	< 0,5			
NO_3-N 3	[mg/l]	65	43					
NO_3-N 4	[mg/l]	78	33					
NH_4-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]		39,0	78,0				
NH_4-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]		42,8	82,0	1,0			
NH_4-N 1	[mg/l]	0,3	1,8	15,8	0,2			1,1
NH_4-N 2	[mg/l]	0,7	33,0	73,8	0,1			
NH_4-N 3	[mg/l]	1,1	39,0	76,0	0,3			
NH_4-N 4	[mg/l]	1,8	43,3	79,3	0,1			
PO_4-P Zugabe-Lsg.	[mg/l]		15,6	15,6				
PO_4-P Zugabe-Lsg.	[mg/l]		17,7	16,7	< 0,05			
PO_4-P 1	[mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05			< 0,05
PO_4-P 2	[mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05			
PO_4-P 3	[mg/l]							
PO_4-P 4	[mg/l]		< 0,05	< 0,05				

Anhang 3.4
Glassäulenversuche: Analysenergebnisse Sickerwasser

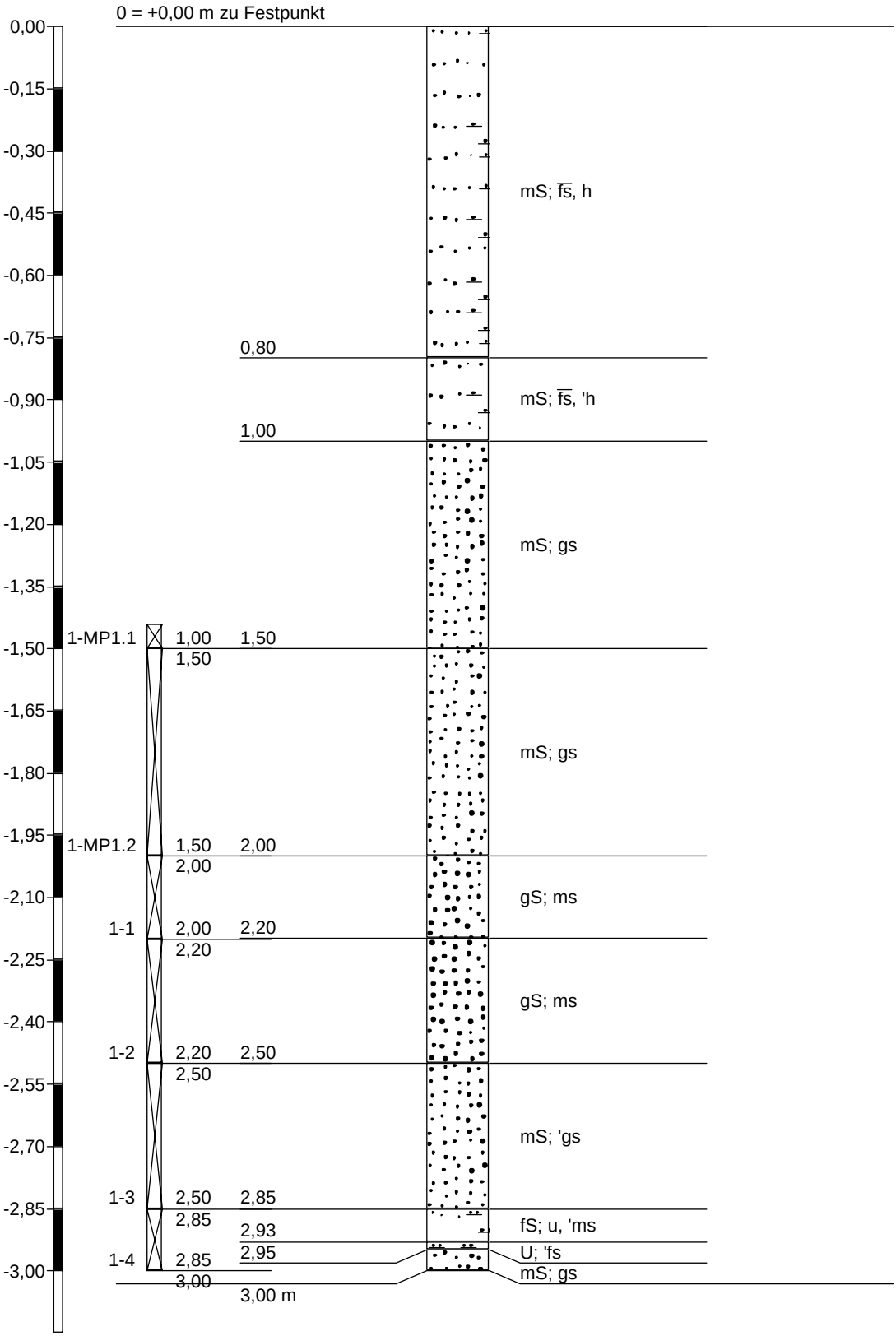
Parameter	Einheit	GS 1	GS 2	GS 3	GS 4	GS 5	GS 6	NW
								NW_F
Fe-Gesamt 1	[mg/l]	< 0,1	< 0,1	0,16	0,26	1,43	2,74	< 0,1
Fe-Gesamt 2	[mg/l]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.b.	< 0,1		
Fe-Gesamt 3	[mg/l]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Fe-Gesamt 4	[mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05				
Ca Zugabe-Lsg.	[mg/l]						316,6	
Ca-1	[mg/l]						29,7	
Ca-2	[mg/l]							
Ca-3	[mg/l]				1,5	24,7	9,6	
Ca-4	[mg/l]				2,4	29,3	6,6	
Farbe 1		ge	ge	ge-br	br	br	farblos	
Farbe 2		br	ge	ge	br	br	farblos	
Farbe 3		ge-br	ge-br	ge-br	br	ge-br	l. ge'	
Farbe 4		ge-br	ge'	ge'	br	ge-br	ge	
Trübe 1		leicht	mäßig	mäßig	stark	stark	klar	
Trübe 2		mäßig	mäßig	mäßig	stark	stark	klar	
Trübe 3		leicht	mittel	mittel	stark	stark	leicht	
Trübe 4		stark	mittel	mittel	stark	stark	leicht	
Bodensatz 1		-	ro-br	ro-br	br, fein (U-T)	br, fein (U-T)	-	
Bodensatz 2		-	ro-br	ro-br	br, fein (U-T)	br, fein (U-T)	-	
Bodensatz 3		ro-br	ro-br	ro-br	ro-br	ro-br	-	
Bodensatz 4		ro-br	we	we	ro-br	ro-br	ro-br	

Anhang 3.5
Bilanzierung der Stoffverluste aus den gemessenen Gehalten im Sickerwasser und den Bodenproben

Parameter	Einheit	SW-Menge	GS 1	GS 1	GS 1	GS 2	GS 2	GS 2	GS 3	GS 3	GS 3	GS 4	GS 4	GS 4	GS 5	GS 5	GS 5	GS 6	GS 6	GS 6
		ml	mg/l	mg/PN	mg/B-Säule*		mg/PN	mg/B-Säule		mg/PN	mg/B-Säule		mg/PN	mg/B-Säule		mg/PN	mg/B-Säule		mg/PN	mg/ B-Säule
* mg/B-Säule=mg/260 g (0-10cm) + g/260 g (10-20cm) + g/260 g (20-30cm) + g/260 g (30-40cm) + ggf. Basis																				
MKW-Rückstellprobe				1178	1225		1178	1225		1178	1225		1178	1225		1178	1225		1929	2006
MKW-Mittel	[mg/l]		1,8			1,7			1,2			5,9			12,7			1,1		
MKW 1	[mg/l]	560	2,2	1,2		2,2	1,2		1,4	0,8		4,8	2,7		4,1	2,3		2,2	1,2	
MKW 2	[mg/l]	520	1,5	0,8		1,9	1,0		1,1	0,6		6,7	3,5		30,6	15,9		0,9	0,5	
MKW 3	[mg/l]	335	1,8	0,6		1,5	0,5		0,9	0,3		8,4	2,8		10,0	3,4		0,7	0,2	
MKW 4	[mg/l]	400	1,5	0,6		1,4	0,5		1,4	0,6		3,7	1,5		6,0	2,4		0,7	0,3	
Summe MKW				*3,2*	*323*		*3,2*	*362*		*2,2*	*405*		*10,5*	*627*		*24,0*	*484*		*2,2*	*1694*
				Verlust/Säule	***898***		***Verlust/Säule***	***859***		***Verlust/Säule***	***817***		***Verlust/Säule***	***587***		***Verlust/Säule***	***716***		***Verlust/Säule***	***310***
				Verlust mg/kg	***864***		***Verlust mg/kg***	***826***		***Verlust mg/kg***	***786***		***Verlust mg/kg***	***564***		***Verlust mg/kg***	***689***		***Verlust mg/kg***	***298***
Nitrat-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]	1815	78,0	141,6		39,0	70,8													
Nitrat-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]	1815																		
Nitrat-N 1	[mg/l]	560	37,5	21,0		20,0	11,2													
Nitrat-N 2	[mg/l]	520	62,5	32,5		40,0	20,8													
Nitrat-N 3	[mg/l]	335	65	21,8		43	14,2													
Nitrat-N 4	[mg/l]	400	78	31,0		33	13,0													
Summe Nitrat				*106,3*	*3,5*		*59,2*	*1,4*												
				Verlust/Säule	***31,8***		***Verlust/Säule***	***10,1***												
				Verlust mg/kg	***30,5***		***Verlust mg/kg***	***9,7***												
Ammonium-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]	1815				39,0	70,8		78,0	141,6										
Ammonium-N Zugabe-Lsg.	[mg/l]	1815				42,8	77,6		82,0	148,8		1,0								
Ammonium-N 1	[mg/l]	560	0,3	0,2		1,8	1,0		15,8	8,8		0,2	0,1							
Ammonium-N 2	[mg/l]	520	0,7	0,4		33,0	17,2		73,8	38,4		0,1	0,0							
Ammonium-N 3	[mg/l]	335	1,1	0,4		39,0	13,1		76,0	25,5		0,3	0,1							
Ammonium-N 4	[mg/l]	400	1,8	0,7		43,3	17,3		79,3	31,7		0,1	0,0							
Summe Ammonium				*1,6*	*0,6*		*48,5*	*2,6*		*104,3*	*5,0*		*0,3*							
				Verlust/Säule	***-2,2***		***Verlust/Säule***	***23,1***		***Verlust/Säule***	***35,9***									
				Verlust mg/kg	***-2,1***		***Verlust mg/kg***	***22,2***		***Verlust mg/kg***	***34,5***									
Phosphat-P Zugabe-Lsg.	[mg/l]	1815				15,6	28,3		15,6	28,3										
Phosphat-P Zugabe-Lsg.	[mg/l]	1815				17,7	32,1		16,7	30,3										
Phosphat-P 1	[mg/l]	560				< 0,05			< 0,05											
Phosphat-P 2	[mg/l]	520				< 0,05			< 0,05											
Phosphat-P 3	[mg/l]	335																		
Phosphat-P 4	[mg/l]	400				< 0,05			< 0,05											
Summe Phosphat				*0,0*	*0,0*		*0,0*	*1,2*		*0,0*	*2,2*		*0,0*							
				Verlust/Säule	***0,0***		***Verlust/Säule***	***29,1***		***Verlust/Säule***	***27,1***									
				Verlust mg/kg	***0,0***		***Verlust mg/kg***	***27,9***		***Verlust mg/kg***	***26,0***									

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.:	Datum: 29.01.02

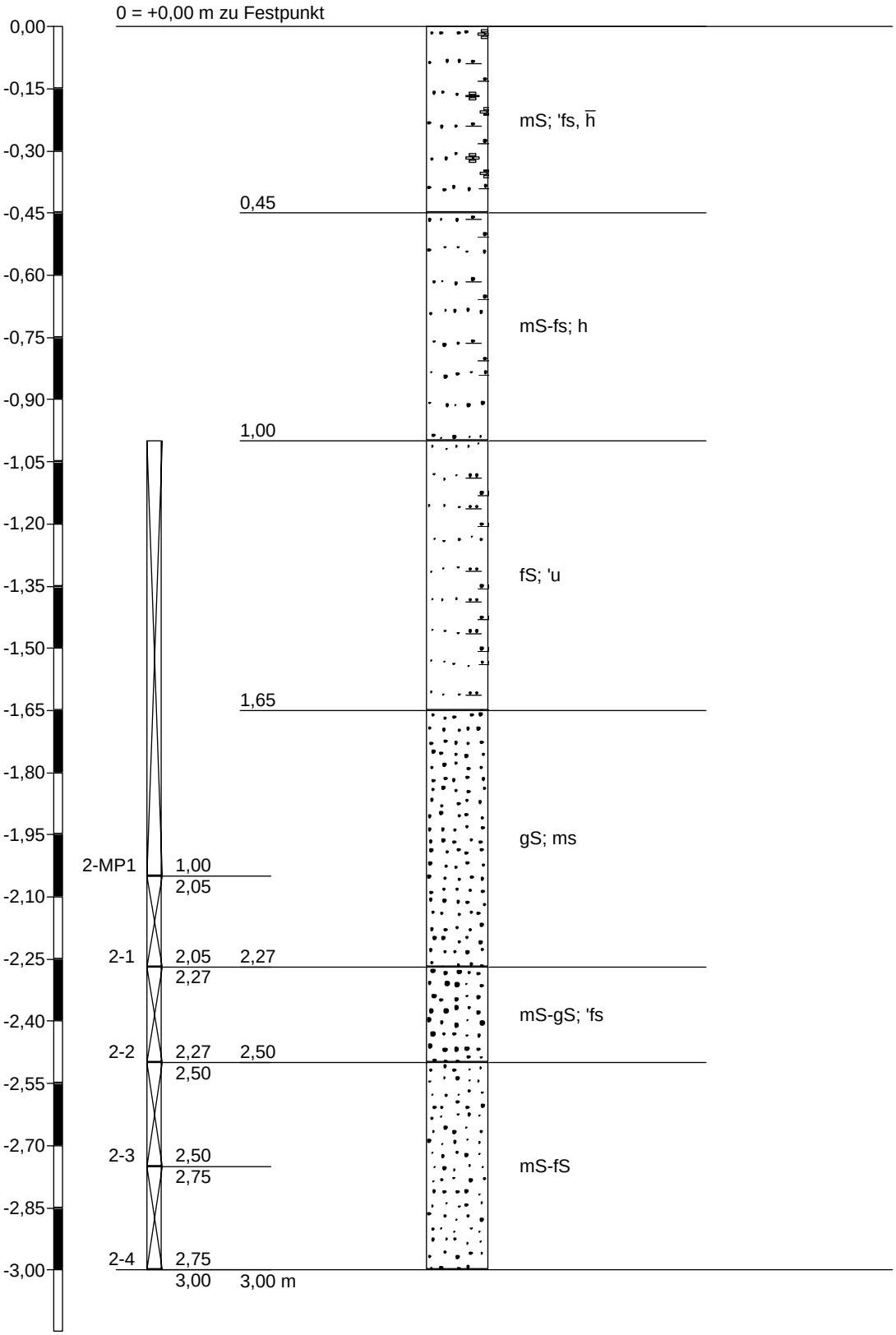
RKS1



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.:	Datum: 29.01.02

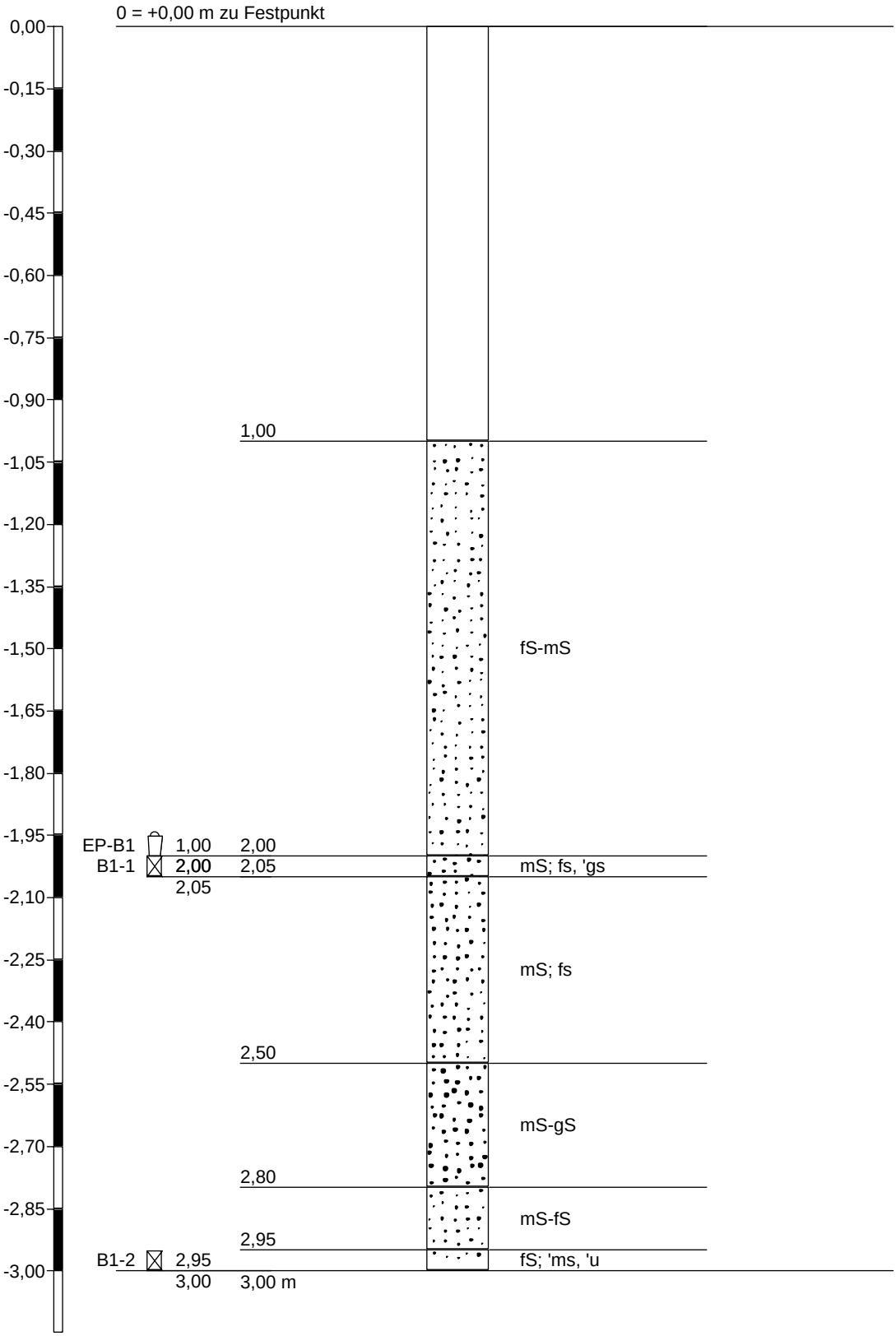
RKS2



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.: K. Hettwer	Datum: 23.01.02

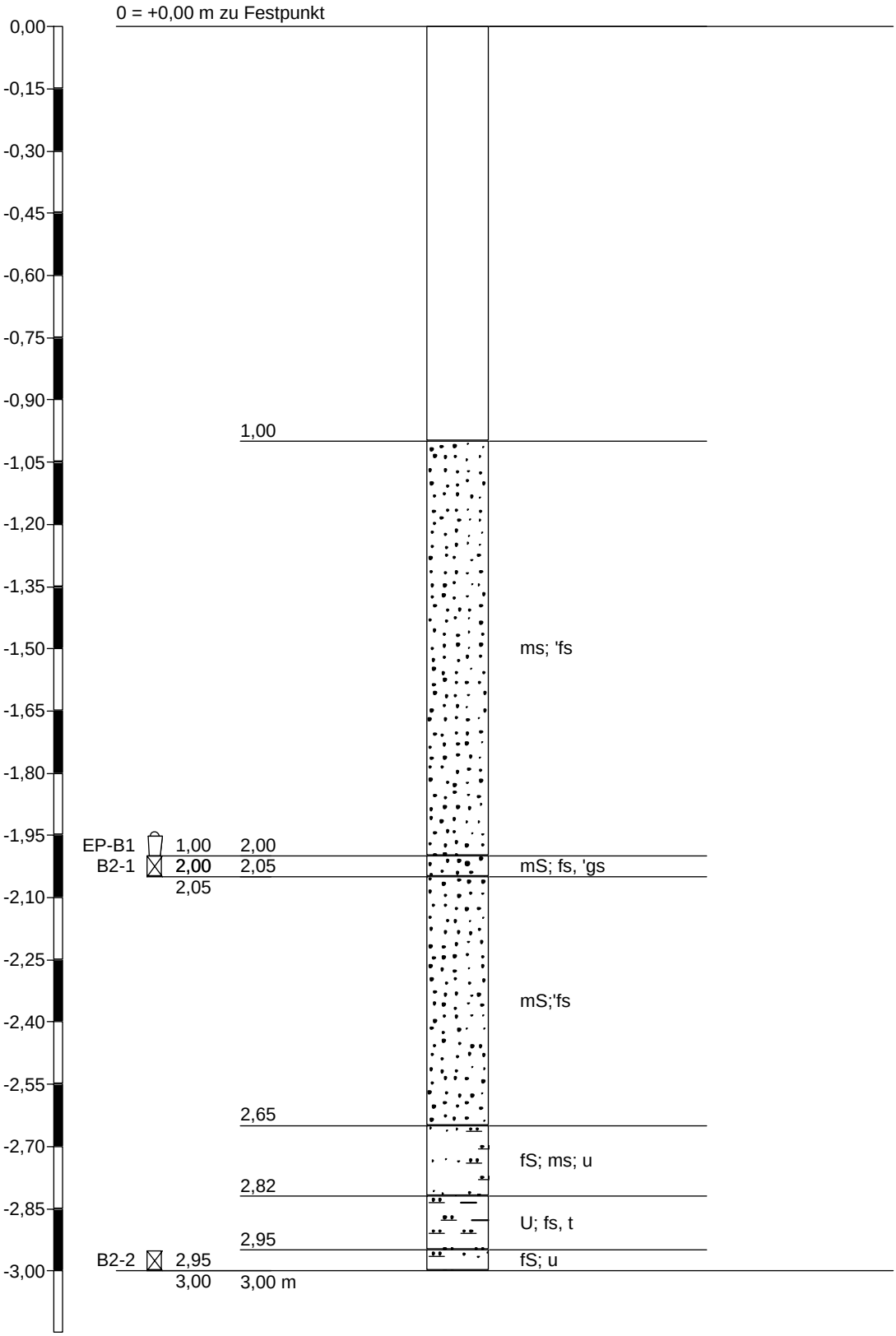
Pr-B1



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.: K. Hettwer	Datum: 23.01.02

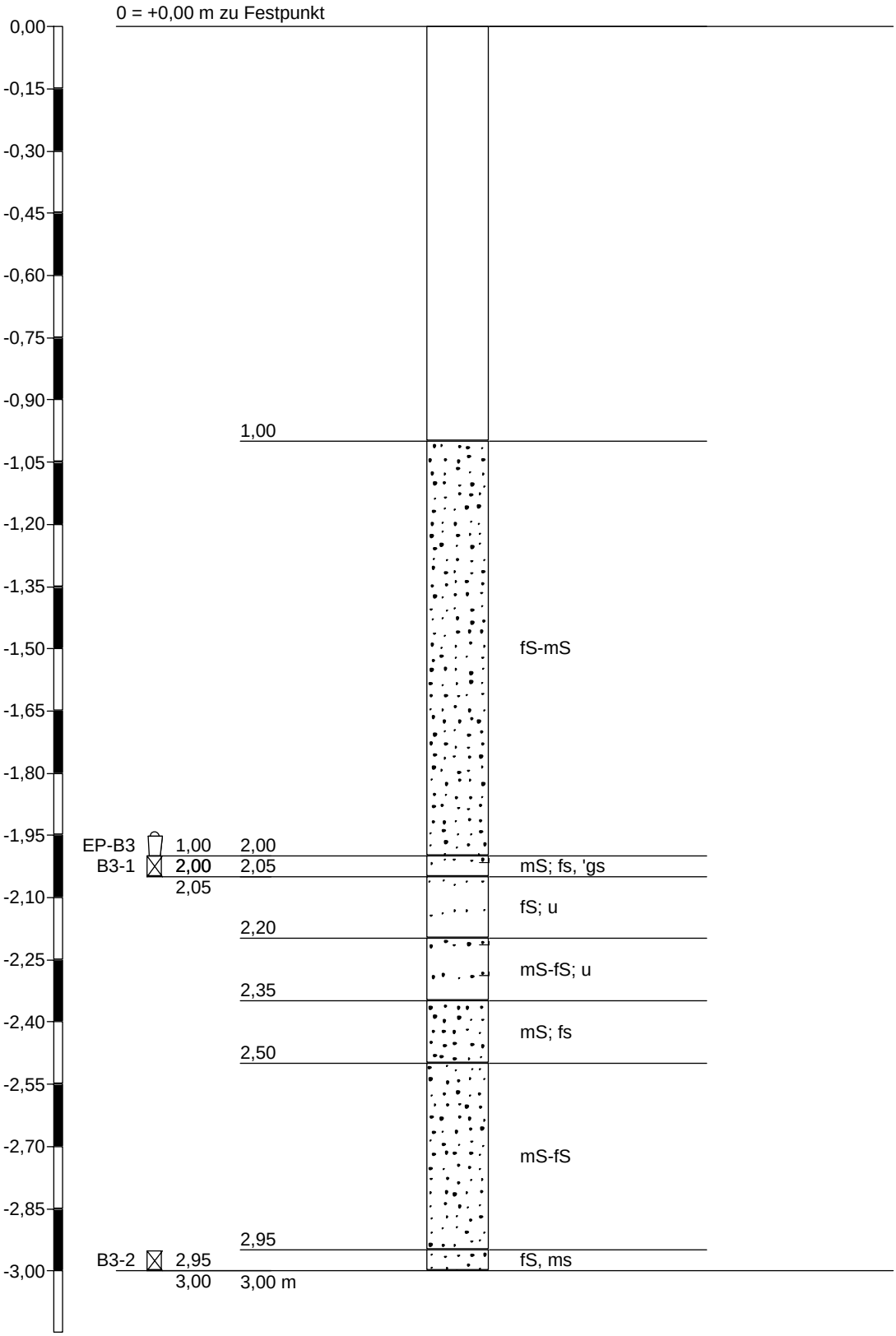
Pr-B2



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.: K. Hettwer	Datum: 23.01.02

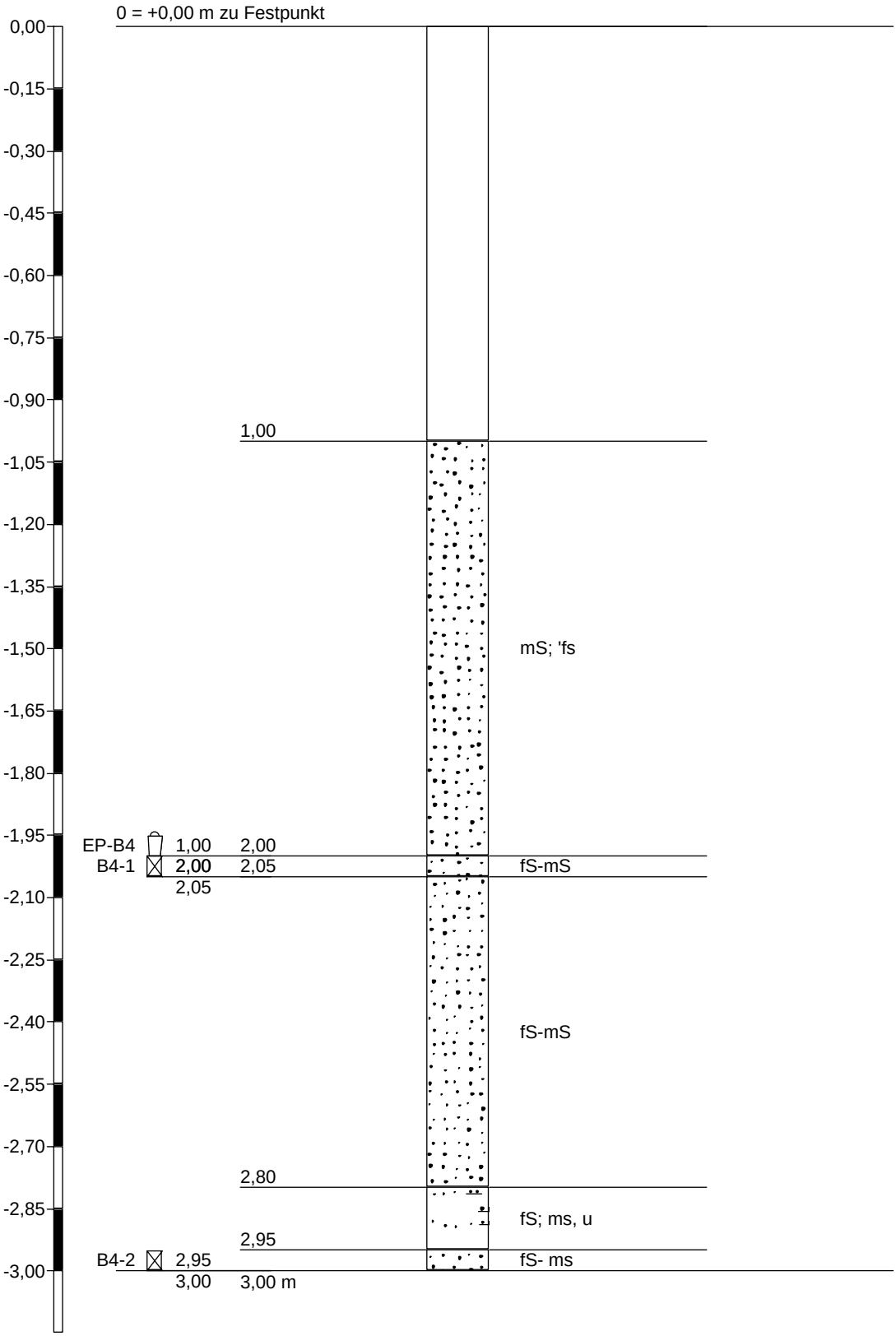
Pr-B3



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.: K. Hettwer	Datum: 23.01.02

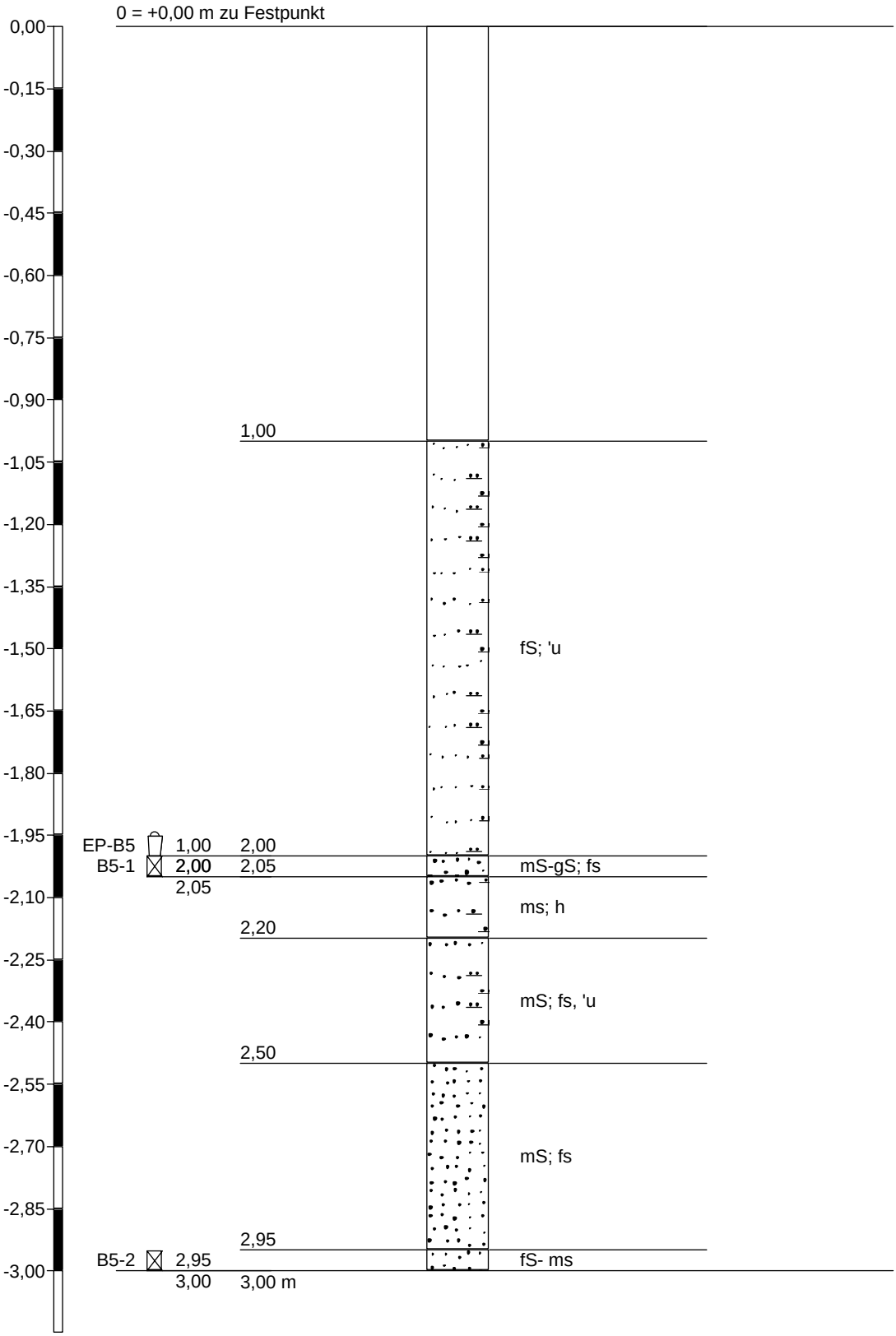
Pr-B4



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.: K. Hettwer	Datum: 23.01.02

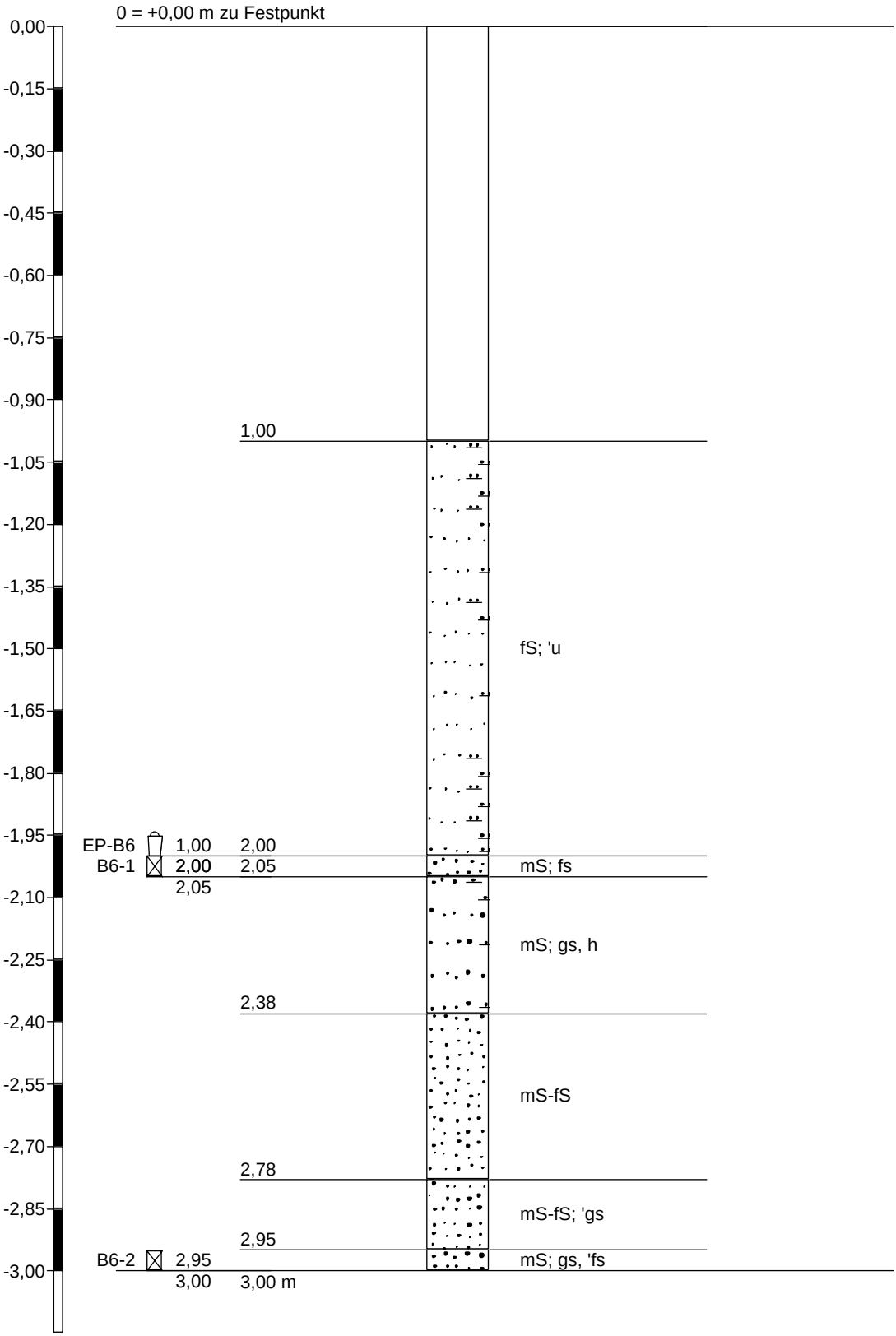
Pr-B5



Höhenmaßstab 1:15

	Zeichnerische Darstellung von Bohrprofilen nach DIN 4023	Anlage:	
		Projekt: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse	
		Auftraggeber:	
		Bearb.: K. Hettwer	Datum: 23.01.02

Pr-B6



Höhenmaßstab 1:15

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr RKS1 /Blatt 1

Datum: 29.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
0,80	a) mS; $\overline{fs}$, h				bis 0,32 KV sehr feucht			
	b)							
	c)	d)	e) dbr- swbr					
	f)	g)	h)	i)				
1,00	a) mS; $\overline{fs}$, 'h				sehr feucht			
	b)							
	c)	d)	e) dbr					
	f)	g)	h)	i)				
1,50	a) mS; gs				sehr feucht		1-MP1	1,50
	b) zur Basis grobsandiger							
	c)	d)	e) hebr- bebr					
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) mS; gs				bis 1,75 KV bis 1,77 Nachfall sehr feucht l. MKW-Geruch		1-MP2	2,00
	b) 1,90-1,95 dbr Linse							
	c)	d)	e) bebr					
	f)	g)	h)	i)				
2,20	a) gS; ms				sehr feucht MKW-Geruch		1-1	2,20
	b)							
	c)	d)	e) bebr					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr RKS1 /Blatt 2

Datum: 29.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
2,50	a) gS; ms				sehr feucht st. MKW-Geruch		1-2	2,50
	b) farbliche Wchsellagerung							
	c)	d)	e) gr, sw Schlieren					
	f)	g)	h)	i)				
2,85	a) mS; 'gs				sehr feucht st. MKW-Geruch		1-3	2,85
	b)							
	c)	d)	e) grbr /sw Schlieren					
	f)	g)	h)	i)				
2,93	a) fS; u, 'ms				sehr feucht st. MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) grbr / sw Schlieren					
	f)	g)	h)	i)				
2,95	a) U; 'fs				sehr feucht st. MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) dbr -gr					
	f)	g)	h)	i)				
3,00	a) mS; gs				sehr feucht st. MKW-Geruch		1-4	3,00
	b)							
	c)	d)	e) grbr					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr RKS2 /Blatt 1

Datum: 29.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe			Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
0,45	a) mS; 'fs, $\bar{h}$ b) Bauschutt: Steine (gr), Ziegel (r) c)	d)	e) dbr- swbr		bis 0,1 KV sehr feucht			
	f)	g)	h)	i)				
1,00	a) mS-fs; h b) c)	d)	e) dbr		sehr feucht			
	f)	g)	h)	i)				
1,65	a) fS; 'u b) c)	d)	e) br		bis 1,4 m KV bis 1,45 m Nachfall sehr feucht			
	f)	g)	h)	i)				
2,27	a) gS; ms b) c)	d)	e) bebr		sehr feucht MKW-Geruch		2-MP2 2-1	2,05 2,27
	f)	g)	h)	i)				
2,50	a) mS-gS; 'fs b) c)	d)	e) brgr		sehr feucht st. MKW-Geruch		2-2	2,50
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr RKS2 /Blatt 2

Datum: 29.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
3,00	a) mS-fS				sehr feucht st. MKW-Geruch		2-3 2-4	2,75 3,00
	b)							
	c)	d)	e) gr-br, sw Schlieren					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B1 /Blatt 1

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe			Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
1,00	a) b) c)	d)	e)		Schneckenbohr.			
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) fS-mS b) c)	d)	e) mbr		Schneckenbohr. Eimerprobe 10l feucht MKW-Geruch		EP-B1	2,00
	f)	g)	h)	i)				
2,05	a) mS; fs, 'gs b) c)	d)	e) be-br		feucht MKW-Geruch		B1-1	2,05
	f)	g)	h)	i)				
2,50	a) mS; fs b) c)	d)	e) mbr		Steine, leichter MKW-Geruch			
	f)	g)	h)	i)				
2,80	a) mS-gS b) c)	d)	e) mbr		kl. Steine, MKW-Geruch			
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B1 /Blatt 2

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe			Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
2,95	a) mS-fS b)				st. MKW-Geruch			
	c)	d)	e) mbr-robr					
	f)	g)	h)	i)				
3,00	a) fS; 'ms, 'u b)				sehr feucht st. MKW-Geruch		B1-2	3,00
	c)	d)	e) gr-sw					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B2 /Blatt 1

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe			Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
1,00	a) b) c)	d)	e)		Schneckenbohr.			
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) ms; 'fs b) c)	d)	e) hebr-mbr		Schneckenbohr. Eimerprobe 5 l feucht leichter MKw-Geruch		EP-B2-1	2,00
	f)	g)	h)	i)				
2,05	a) mS; fs, 'gs b) c)	d)	e) mbr		feucht MKW-Geruch		B2-1	2,05
	f)	g)	h)	i)				
2,65	a) mS;'fs b) c)	d)	e) mbr-robr		leichter MKW-Geruch			
	f)	g)	h)	i)				
2,82	a) fS; ms; u b) c)	d)	e) hebr-mbr		leichter MKW-Geruch			
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B2 /Blatt 2

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
2,95	a) U; fs, t				MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) gr-br					
	f)	g)	h)	i)				
3,00	a) fS; u				nass st. MKW-Geruch		B2-23,00	
	b)							
	c)	d)	e) gr-sw					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B3 /Blatt 1

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe			Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
1,00	a) b) c)	d)	e)		Schneckenbohr.			
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) fS-mS b) c)	d)	e) mbr		Schneckenbohr. Eimerprobe 10 l mäßig feucht MKW-Geruch		EP-B3	2,00
	f)	g)	h)	i)				
2,05	a) mS; fs, 'gs b) c)	d)	e) dbr		feucht MKW-Geruch		B3-1	2,05
	f)	g)	h)	i)				
2,20	a) fS; u b) Bauschutt c)	d)	e) dbr					
	f)	g)	h)	i)				
2,35	a) mS-fS; u b) Steine c)	d)	e) dbr-robr		Steine, starker MKW-Geruch			
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B3 /Blatt 2

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
2,50	a) mS; fs				starker MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) be-br					
	f)	g)	h)	i)				
2,95	a) mS-fS				starker MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) grbr					
	f)	g)	h)	i)				
3,00	a) fS, ms				feucht st. MKW-Geruch		B3-23,00	
	b)							
	c)	d)	e) gr-sw					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B4 /Blatt 1

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe			Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
1,00	a) b) c)	d)	e)		Schneckenbohr.			
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) mS; 'fs b) c)	d)	e) mbr		Schneckenbohr. Eimerprobe 5l feucht MKW-Geruch		EP-B4	2,00
	f)	g)	h)	i)				
2,05	a) fS-mS b) c)	d)	e) be-br		feucht l. MKW-Geruch		B4-1	2,05
	f)	g)	h)	i)				
2,80	a) fS-mS b) kleine Steine c)	d)	e) hebr-robr		MKW-Geruch			
	f)	g)	h)	i)				
2,95	a) fS; ms, u b) kleine Steine c)	d)	e) mbr-robr		starker MKW-Geruch schwefliger Geruch			
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B4 /Blatt 2

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen b) Ergänzende Bemerkungen[1])				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
3,00	a) fS- ms b)				feucht st. MKW-Geruch		B4-2	3,00
	c)	d)	e) be-br					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a) b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B5 /Blatt 1

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
1,00	a)				Schneckenbohr.			
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) fS; 'u				Schneckenbohr. Eimerprobe 5l feucht MKW-Geruch		EP-B5	2,00
	b)							
	c)	d)	e) mbr					
	f)	g)	h)	i)				
2,05	a) mS-gS; fs				feucht l. MKW-Geruch		B5-1	2,05
	b)							
	c)	d)	e) br-gr					
	f)	g)	h)	i)				
2,20	a) ms; h							
	b) Ziegel							
	c)	d)	e) mbr-dbr					
	f)	g)	h)	i)				
2,50	a) mS; fs, 'u				leichter MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) mbr-robr					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B5 /Blatt 2

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
2,95	a) mS; fs				MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) mbr-hebr					
	f)	g)	h)	i)				
3,00	a) fS- ms				feucht st. MKW-Geruch		B5-2	3,00
	b)							
	c)	d)	e) gr-sw					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B6 /Blatt 1

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
1,00	a)				Schneckenbohr.			
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
2,00	a) fS; 'u				Schneckenbohr. Eimerprobe 10l feucht MKW-Geruch		EP-B6	2,00
	b)							
	c)	d)	e) mbr					
	f)	g)	h)	i)				
2,05	a) mS; fs				feucht l. MKW-Geruch		B6-1	2,05
	b)							
	c)	d)	e) dbr					
	f)	g)	h)	i)				
2,38	a) mS; gs, h				leichter MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) mbr, sw fleckig					
	f)	g)	h)	i)				
2,78	a) mS-fS				leichter MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) mbr					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Schichtenverzeichnis

für Bohrungen mit durchgehende Gewinnung von gekernten Proben

Anlage

Bericht:

Az.:

Bauvorhaben: Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Bohrung Nr Pr-B6 /Blatt 2

Datum: 23.01.02

1	2				3	4	5	6
Bis . . . . m unter Ansatzpunkt	a) Benennung der Bodenart und Beimengungen				Bemerkungen Sonderprobe Wasserführung Bohrwerkzeuge Kernverlust Sonstiges	Entnommene Proben		
	b) Ergänzende Bemerkungen[1])					Art	Nr.	Tiefe in m (Unterkante)
	c) Beschaffenheit nach Bohrgut	d) Beschaffenheit nach Bohrvorgang	e) Farbe					
	f) Übliche Benennung	g) Geologische[1]) Benennung	h) [1]) Gruppe	i) Kalkgehalt				
2,95	a) mS-fS; 'gs				leichter MKW-Geruch			
	b)							
	c)	d)	e) mbr-robr					
	f)	g)	h)	i)				
3,00	a) mS; gs, 'fs				feucht st. MKW-Geruch		B6-2	3,00
	b)							
	c)	d)	e) gr-sw					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				
	a)							
	b)							
	c)	d)	e)					
	f)	g)	h)	i)				

[1]) Eintragung nimmt der wissenschaftliche Bearbeiter vor.

Anhang 3.7
Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Boden-säule	Probennahme-punkt	Proben-bezeichnung	Tiefe (cm)	mittlere Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Bodenart	Sonstiges	TS wert (%)	MKW (mg/kg)	BTEX (mg/kg TS)	pH-Wert (-)	LF (µS/cm)	PO_4-P (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	NH_4-N (mg/kg)
	Blind	B1-Bl.1								100,0	0	< 0,1	5,7	-0,3		< 0,4	< 0,4
		B1-Bl.2								100,0	0	< 0,1	5,7	0,3			
B1	Liner S1-Top	B1/3-1a	5	2,5						92,5	1.716	150,7					
B1		B1/3-1b	5	2,5						93,6	2.440	118,9					
B1	Liner S1-Basis	B1/3-2a	100	97,5						84,2	Messfehler	125,8					
B1		B1/3-2b	100	97,5						85,7	1.979	124,8					
RP-B1-1	RP Liner S1-Top	RP-B1/3-1a	5	2,5	be-br	-	-	mS; fs, 'gs	-	95,0	582	15,2	5,6	36,7			
RP-B1-1		RP-B1/3-1b	5	2,5						95,1	575	18,3	5,7	42,7			
RP-B1-2	RP Liner S1-Basis	RP-B1/3-2a	100	97,5	gr/ sw	-	-	fS; 'ms, 'u	-	86,4	2.648	62,2	4,6	136,2			
RP-B1-2		RP-B1/3-2b	100	97,5						86,2	2.519	78,7	4,6	66,5			
S1	Liner S1: Top-0-5/10cm	S1-Top.1	6	3	hebe	0	ohne	mS	-	99,6	96	< 0,1	4,9	12,6			
S1		S1-Top.2	6	3						99,5	38	< 0,1	4,9	10,2			
S1	Liner S1: 5/10-20cm	S1-1.1	20	13	dbr/be	1	ohne	mS-fS; h	-	92,7	484	9,7	5,4	12,9			
S1		S1-1.2	20	13						93,1	467	10,3	5,4	12,9			
S1		S1-1.3	20	13						92,9	492	16,6					
S1	Liner S1: 20-35cm	S1-2.1	35	27,5	mbr	1-2	l. MKW	mS; 'fs	-	93,4	2.531	92,8	5,5	4,9			
S1		S1-2.2	35	27,5						93,4	2.510	93,3	5,5	6,7			
S1	Liner S1: 35-50cm	S1-3.1	50	42,5	mbr	2	l. MKW	mS; fs	Steine (we)	95,5	2.050	117,8	5,0	5,7			
S1		S1-3.2	50	42,5						95,6	2.151	119,6	4,9	5,4			
S1		S1-3.3	50	42,5						95,5	2.319	113,9					
S1	Liner S1: 50-65cm	S1-4.1	65	57,5	mbr	2	l. MKW	mS-gS	kl. Steine	96,0	2.529	122,4	4,3	9,7			
S1		S1-4.2	65	57,5						95,5	2.436	159,4	4,3	10,4			
S1	Liner S1: 65-80cm	S1-5.1	80	72,5	mbr	2	MKW	mS-gS	kl. Steine	94,8	2.688	156,0	4,2	12,7			
S1		S1-5.2	80	72,5						94,8	2.688	126,0	4,3	12,3			
S1	Liner S1: 80-95cm	S1-6.1	95	87,5	mbr (robr)	3-4	st. MKW	mS-fS	sw Schlieren	90,3	1.839	121,3	4,1	17,6			
S1		S1-6.2	95	87,5						90,5	1.810	127,0	4,1	17,5			
S1		S1-6.3	95	87,5						90,3	1.721	114,7					
S1	Liner S1: 95-100cm	S1-Ba.1	100	97,5	hebr	4	l. MKW	mS; gS	-	87,3	92	8,7	4,5	9,5			
S1		S1-Ba.2	100	97,5						88,3	70	5,4	4,6	15,6			
S1	Mischprobe5-95 cm	S1-M-1	0-100	50						94,3	1.527	79,7	4,5	16,5	15,60	< 0,4	< 0,4
S1		S1-M-2	0-100	50						94,4			4,5	14,5			

Anhang 3.7
Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Boden-säule	Probennahme-punkt	Proben-bezeichnung	Tiefe (cm)	mittlere Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Bodenart	Sonstiges	TS wert (%)	MKW (mg/kg)	BTEX (mg/kg TS)	pH-Wert (-)	LF (µS/cm)	PO_4-P (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	NH_4-N (mg/kg)
B2	Liner S2-Top	B2/3-1a	5	2,5						**94,5**	**102**	**40,3**					
B2		B2/3-1b	5	2,5						**93,3**	**98**	**37,4**					
B2	Liner S2-Basis	B2/3-2a	100	97,5						**84,1**	**2.596**	**216,3**					
B2		B2/3-2b	100	97,5						**83,5**	**2.604**	**96,7**					
B2		B2/3-2a	100	97,5						**84,1**	**3.672**						
RP-B2-1	RP Liner S2-Top	RP-B2/3-1a	5	2,5	mbr	-	-	mS; fs, 'gs	-	**96,5**	**60**	**< 0,1**	**5,0**	**42,5**	**22,49**	**< 0,4**	**< 0,4**
RP-B2-1		RP-B2/3-1b	5	2,5						**96,5**	**43**	**< 0,1**	**5,1**	**104,5**			
RP-B2-2	RP Liner S2-Basis	RP-B2/3-2a	100	97,5	gr/ sw	-	-	U; fS	-	**85,6**	**3.054**	**102,2**	**4,8**	**39,3**	**46,94**	**< 0,4**	**< 0,4**
RP-B2-2		RP-B2/3-2b	100	97,5						**85,8**	**3.217**	**105,8**	**4,8**	**43,2**			
S2	Liner S2: Top-0-5/10cm	S2-Top.1	9	4,5	hebr-be	0	-	mS	$CaCO_3$-Pulver	**99,7**	**39**	**< 0,1**	**7,9**	**200,3**	**12,44**	**88,14**	**< 0,4**
S2		S2-Top.2	9	4,5						**99,7**	**26**	**< 0,1**	**8,0**	**193,3**	**12,10**		
S2	Liner S2: 5/10-20cm	S2-1.1	20	14,5	hebr, l. rostfleckig	1-2	l. MKW	mS; 'fs	-	**96,2**	**33**	**< 0,1**	**6,3**	**26,1**	**16,32**	**5,45**	**< 0,4**
S2		S2-1.2	20	14,5						**96,2**	**36**	**< 0,1**	**6,6**	**28,9**	**15,86**	**5,45**	
S2		S2-1.3	20	14,5						**96,2**	**30**	**< 0,1**	**6,7**	**0,0**	**32,84**	**5,39**	
S2	Liner S2: 20-35cm	S2-2.1	35	27,5	mbr, rostfleckig	2	l. MKW	mS; fs, 'gs	kl. Kiese, Ø < 1cm	**98,1**	**35**	**< 0,1**	**4,6**	**18,3**	**11,23**	**3,09**	**< 0,4**
S2		S2-2.2	35	27,5						**98,1**	**26**	**< 0,1**	**4,7**	**19,2**			
S2	Liner S2: 35-50cm	S2-3.1	50	42,5	mbr-robr	2	l. MKW	mS; 'fs	-	**98,2**	**28**	**< 0,1**	**4,5**	**16,4**	**10,69**	**3,03**	**< 0,4**
S2		S2-3.2	50	42,5						**98,2**	**28**	**< 0,1**	**4,7**	**15,0**	**10,50**	**3,03**	
S2		S2-3.3	50	42,5						**98,1**	**13**	**< 0,1**				**3,15**	
S2	Liner S2: 50-65cm	S2-4.1	65	57,5	mbr, l. rostfleckig	2	l. MKW	mS; 'fs	-	**96,6**	**32**	**< 0,1**	**4,7**	**18,2**	**13,94**	**5,64**	**< 0,4**
S2		S2-4.2	65	57,5						**96,6**	**15**	**< 0,1**	**4,5**	**18,6**			
S2	Liner S2: 65-80cm	S2-5.1	82	73,5	hebr-mbr	3	l. MKW	fS; ms, u	-	**95,2**	**22**	**< 0,1**	**4,6**	**20,6**	**13,86**	**7,64**	**< 0,4**
S2		S2-5.2	82	73,5						**95,1**	**17**	**< 0,1**	**4,6**	**20,2**			
S2	Liner S2: 80-95cm	S2-6.1	95	88,5	gr-br	4	MKW	U; fs, t	nach oben fS	**86,3**	**3.757**	**110,3**	**4,5**	**43,7**	**17,42**	**14,00**	**< 0,4**
S2		S2-6.2	95	88,5						**86,2**	**4.035**	**132,0**	**4,5**	**48,9**	**16,33**	**14,35**	
S2		S2-6.3	95	88,5						**86,4**	**4.013**	**158,0**				**14,06**	
S2	Liner S2: 95-100cm	S2-Ba.1	100	97,5	hebr-be	4	MKW	mS		**89,5**	**126**	**8,7**	**4,8**	**23,1**	**3,03**	**13,08**	**< 0,4**
S2		S2-Ba.2	100	97,5						**88,5**	**95**		**4,7**	**27,5**			

Anhang 3.7
Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Boden-säule	Probennahme-punkt	Proben-bezeichnung	Tiefe (cm)	mittlere Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Bodenart	Sonstiges	TS wert (%)	MKW (mg/kg)	BTEX (mg/kg TS)	pH-Wert (-)	LF (µS/cm)	PO_4-P (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	NH_4-N (mg/kg)
B3	Liner S3-Top	B3/3-1a	5	2,5						92,1	1.793	78,7					
B3		B3/3-1b	5	2,5						92,2	1.589	89,4					
B3	Liner S3-Basis	B3/3-2a	100	97,5						93,9	1.740	215,5					
B3		B3/3-2b	100	97,5						94,4	1.519	175,2					
RP-B3-1	RP Liner S3-Top	RP-B3/3-1a	5	2,5	dbr	-	-	fS; u, ms	-	93,8	446	0,0	5,8	40,8	142,10	0,30	< 0,4
RP-B3-1		RP-B3/3-1b	5	2,5									5,9	33,7			
RP-B3-2	RP Liner S3-Basis	RP-B3/3-2a	100	97,5	gr/ sw	-	-	fS; ms	-	95,7	918	37,1	4,7	36,8	25,36	0,00	1,40
RP-B3-2		RP-B3/3-2b	100	97,5									4,7	43,2			
S3	Liner S3: Top-0-5/10cm	S3-Top.1	5	2,5	hebe	1	-	mS	-	99,6	72	< 0,1	8,2	120,3	33,78	43,57	< 0,4
S3		S3-Top.2	5	2,5						99,7	45		8,0	128,4	32,46		
S3	Liner S3: 5/10-20cm	S3-1.1	20	12,5	dbr	2	-	fS; #u	Bauschutt	91,0	437	< 0,1	7,1	43,2	152,27	< 0,4	< 0,4
S3		S3-1.2	20	12,5						90,7	457	< 0,1	7,0	44,6	173,51		< 0,4
S3		S3-1.3	20	12,5						90,9	394	< 0,1	6,7		175,43		< 0,4
S3	Liner S3: 20-35cm	S3-2.A-1	27	23,5	dbr-robr	2	MKW	ms-fS; u	Steine	91,9	872	30,2	6,4	33,3	102,08	< 0,4	< 0,4
S3		S3-2A-2	27	23,5						91,9	996	33,8	6,4	31,5			
S3		S3-2B-1	35	31	gr-br	1-2	st. MKW	mS; fs	Steine	94,1	1.104	47,8	6,3	23,6	63,35	< 0,4	< 0,4
S3		S3-2B-2	35	31						94,3	1.011		6,2	21,8			
S3	Liner S3: 35-50cm	S3-3.1	50	42,5	be-br	2	st. MKW	mS; fs	-	96,1	2.963	126,1	6,1	15,0	12,70	< 0,4	< 0,4
S3		S3-3.2	50	42,5						96,1	2.999		6,1	15,0	13,14		< 0,4
S3		S3-3.3	50	42,5						96,1	2.968		0,0				
S3	Liner S3: 50-65cm	S3-4.1	65	57,5	gr-br	3	st. MKW	mS-fS	-	97,5	1.142	120,7	5,4	11,1	19,11	< 0,4	0,46
S3		S3-4.2	65	57,5						97,5	1.091		5,4	15,5			
S3	Liner S3: 65-80cm	S3-5.1	80	72,5	gr-br	3	st. MKW	mS-fS	-	96,4	286	26,6	5,3	10,6	21,97	< 0,4	1,67
S3		S3-5.2	80	72,5						96,4	207		5,4	10,6			
S3	Liner S3: 80-95cm	S3-6.1	95	87,5	gr-br	3	st. MKW	mS-fS	-	91,1	530	31,8	5,2		21,69	< 0,4	2,02
S3		S3-6.2	95	87,5						91,0	528	30,5	5,2	15,4	21,88		
S3		S3-6.3	95	87,5							443	36,7	4,9	-7,7			
S3	Liner S3: 95-100cm	S3-Ba.1	100	97,5	be, robr fleckig	3	l. MKW	mS	-	91,5	79	4,9	6,1	9,2	7,40	< 0,4	< 0,4
S3		S3-Ba.2	100	97,5							68		5,9	12,5			

Anhang 3.7
Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Boden-säule	Probennahme-punkt	Proben-bezeichnung	Tiefe (cm)	mittlere Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Bodenart	Sonstiges	TS wert (%)	MKW (mg/kg)	BTEX (mg/kg TS)	pH-Wert (-)	LF (µS/cm)	PO_4-P (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	NH_4-N (mg/kg)
B4	Liner S4-Top	B1/3-1a	5	2,5						**93,7**	**113**	**39,4**					
B4		B1/3-1b	5	2,5						**93,9**	**106**	**39,7**					
B4	Liner S4-Basis	B1/3-2a	100	97,5						**93,5**	**9.617**	**396,9**					
B4		B1/3-2b	100	97,5						**94,4**	**10.915**	**432,2**					
B4		B1/3-2a	100	97,5						**93,5**	**9.151**						
RP-B4-1	RP Liner S4-Top	RP-B1/3-1a	5	2,5	be-br	-	-	fS-mS	-	**94,2**	**63**	**0,0**	**4,3**	**63,5**			
RP-B4-1		RP-B1/3-1b	5	2,5									**4,3**	**62,2**			
RP-B4-2	RP Liner S4-Basis	RP-B1/3-2a	100	97,5	be-br	-	-	fS-mS	-	**95,5**	**6.532**	**167,4**	**5,1**	**9,7**			
RP-B4-2		RP-B1/3-2b	100	97,5									**5,2**	**15,1**			
S4	Liner S4: Top-0-5/10cm	S4-Top.1	5	2,5	hebr	0	-	mS	-	**99,8**	**82**	**< 0,1**	**4,8**	**17,1**			
S4		S4-Top.2	5	2,5						**99,7**	**60**		**4,7**	**10,6**			
S4	Liner S4: 5/10-20cm	S4-1.1	20	12,5	hebr, rostfleckig	1	-	mS	Steine	**98,3**	**44**	**< 0,1**	**4,3**	**4,7**			
S4		S4-1.2	20	12,5						**98,3**	**33**	**< 0,1**	**4,3**	**7,2**			
S4		S4-1.3	20	12,5						**98,2**	**37**	**< 0,1**					
S4	Liner S4: 20-35cm	S4-2.1	35	27,5	hebr	2	l. MKW	mS; 'fs	Steine, Ø < 1cm	**98,1**	**60**	**< 0,1**	**4,3**	**6,9**			
S4		S4-2.2	35	27,5						**98,1**	**38**		**4,3**	**5,7**			
S4	Liner S4: 35-50cm	S4-3.1	50	42,5	hebr-robr	2	l. MKW	mS; 'fs	Steine, Ø < 1cm	**98,0**	**59**	**< 0,1**	**4,1**	**8,0**			
S4		S4-3.2	50	42,5						**98,0**	**45**	**< 0,1**	**4,1**	**11,0**			
S4		S4-3.3	50	42,5						**98,0**	**43**						
S4	Liner S4: 50-65cm	S4-4.1	65	57,5	robr, rostfleckig	2	MKW	fS-mS	-	**96,6**	**50**	**< 0,1**	**3,9**	**14,5**			
S4		S4-4.2	65	57,5						**96,6**	**58**		**3,9**	**20,1**			
S4	Liner S4: 65-80cm	S4-5.1	80	72,5	mbr-robr	3	MKW	fS-mS	-	**95,5**	**1.142**	**63,6**	**4,0**	**11,2**			
S4		S4-5.2	80	72,5						**95,5**	**1.149**		**4,0**	**15,5**			
S4	Liner S4: 80-95cm	S4-6.1	95	87,5	mbr-robr	4	st. MKW, Schwefel	fS; 'mS, u	Steine, Ø < 1cm	**90,3**	**8.872**	**232,3**	**4,2**	**10,1**			
S4		S4-6.2	95	87,5						**90,6**	**9.416**	**270,7**	**4,2**	**17,6**			
S4		S4-6.3	95	87,5						**90,8**	**9.180**	**250,3**					
S4	Liner S4: 95-100cm	S4-Ba.1	100	97,5	hebr-mbr	4	MKW	mS	-	**90,9**	**189**	**15,8**	**4,5**	**5,7**			
S4		S4-Ba.2	100	97,5						**91,0**	**141**		**4,5**	**11,2**			
S4	Mischprobe 5-95 cm	S4-M-1	0-100	50						**96,5**	**1.616**	**69,4**	**4,1**	**9,7**	**17,11**	**< 0,4**	**< 0,4**
S4		S4-M-2	0-100	50						**96,5**			**4,1**	**18,2**	**16,73**	**< 0,4**	**< 0,4**

Anhang 3.7
Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Boden-säule	Probennahme-punkt	Proben-bezeichnung	Tiefe (cm)	mittlere Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Bodenart	Sonstiges	TS wert (%)	MKW (mg/kg)	BTEX (mg/kg TS)	pH-Wert (-)	LF (µS/cm)	PO_4-P (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	NH_4-N (mg/kg)
B5	Liner S5-Top	B5/3-1a	5	2,5						**93,1**	**202**	**42,7**					
B5		B5/3-1b	5	2,5						**92,8**	**200**	**47,9**					
B5	Liner S5-Basis	B5/3-2a	100	97,5						**94,3**	**6.032**	**347,6**					
B5		B5/3-2b	100	97,5						**94,1**	**6.025**	**313,1**					
RP-B5-1	RP Liner S5-Top	RP-B5/3-1a	5	2,5	br-gr	-	-	mS-gS; fs	-	**94,9**	**99**	**< 0,1**	**5,7**	**72,1**	**21,64**	**< 0,4**	**0,40**
RP-B5-1		RP-B5/3-1b	5	2,5									**5,7**	**63,3**			
RP-B5-2	RP Liner S5-Basis	RP-B5/3-2a	100	97,5	gr/ sw	-	-	fS-mS	-	**94,1**	**4.405**	**148,5**	**4,6**	**16,7**	**23,74**	**19,57**	**< 0,4**
RP-B5-2		RP-B5/3-2b	100	97,5									**4,6**	**22,2**			
S5	Liner S5: Top-0-5/10cm	S5-Top.1	5	2,5	hebr	0	-	mS	CaCO3-Pulver	**99,4**	**66**	**< 0,1**	**8,0**	**223,3**	**12,12**	**102,17**	**0,75**
S5		S5-Top.2	5	2,5						**99,5**	**33**	**< 0,1**	**7,9**	**231,3**	**12,14**		
S5	Liner S5: 5/10-20cm	S5-1.1	20	12,5	mbr-dbr	1	-	mS; h	BS-Ziegel	**93,5**	**198**	**< 0,1**	**7,1**	**50,6**	**76,20**	**9,74**	
S5		S5-1.2	20	12,5						**93,6**	**186**	**< 0,1**	**7,1**	**58,0**	**80,07**	**6,94**	**< 0,4**
S5		S5-1.3	20	12,5						**93,5**	**194**	**< 0,1**				**6,20**	
S5	Liner S5: 20-35cm	S5-2.1	35	23,5	mbr-robr	1-2	l. MKW	mS; fs, 'u		**95,4**	**300**	**< 0,1**	**6,4**	**31,1**	**4,73**	**4,92**	**< 0,4**
S5		S5-2.2	35	23,5						**95,4**	**285**		**6,4**	**41,0**			
S5	Liner S5: 35-50cm	S5-3.1	50	42,5	mbr-robr, rostfleckig	2	MKW	mS; 'fs		**96,7**	**222**	**< 0,1**	**5,5**	**22,0**	**4,50**	**4,85**	**< 0,4**
S5		S5-3.2	50	42,5						**96,8**	**226**		**5,6**	**23,5**	**4,79**	**4,58**	**< 0,4**
S5		S5-3.3	50	42,5						**96,8**	**243**						
S5	Liner S5: 50-65cm	S5-4.1	65	57,5	mbr-hebr	2	l. MKW	mS; fs		**97,3**	**670**	**25,3**	**5,0**	**15,4**	**2,82**	**0,58**	**< 0,4**
S5		S5-4.2	65	57,5						**97,3**	**674**		**5,0**	**16,9**			
S5	Liner S5: 65-80cm	S5-5.1	80	72,5	mbr-hebr	2-3	l. MKW	mS; fs		**95,9**	**1.970**	**77,6**	**5,0**	**18,6**	**5,71**	**< 0,4**	**< 0,4**
S5		S5-5.2	80	72,5						**95,9**	**1.975**		**5,1**	**19,1**			
S5	Liner S5: 80-95cm	S5-6.1	95	87,5	mbr	4	MKW	mS; #fs		**88,5**	**2.931**	**113,2**	**4,8**	**34,0**	**9,95**	**< 0,4**	**< 0,4**
S5		S5-6.2	95	87,5						**88,7**	**3.083**	**151,9**	**4,6**	**32,3**	**10,20**	**< 0,4**	**< 0,4**
S5		S5-6.3	95	87,5						**88,9**	**3.061**	**137,3**	**4,9**				
S5	Liner S5: 95-100cm	S5-Ba.1	100	97,5	hebr	4	l. MKW	mS		**89,8**	**198**	**10,5**	**4,7**	**20,3**	**2,97**	**< 0,4**	**< 0,4**
S5		S5-Ba.2	100	97,5						**88,1**	**170**		**4,7**	**24,4**			

Anhang 3.7
Bodensäulenversuche: Analysenergebnisse Boden

Boden-säule	Probennahme-punkt	Proben-bezeichnung	Tiefe (cm)	mittlere Tiefe (cm)	Farbe	Boden-feuchte	Geruch	Bodenart	Sonstiges	TS wert (%)	MKW (mg/kg)	BTEX (mg/kg TS)	pH-Wert (-)	LF (µS/cm)	PO_4-P (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	NH_4-N (mg/kg)
B6	Liner S6-Top	B6/3-1a	5	2,5						**91,9**	**577**	**40,7**					
B6		B6/3-1b	5	2,5						**91,7**	**929**	**42,4**					
B6	Liner S6-Basis	B6/3-2a	100	97,5						**95,8**	**117**	**57,9**					
B6		B6/3-2b	100	97,5						**95,9**	**206**	**53,9**					
B6		B6/3-2a	100	97,5						**95,8**	**174**						
B6		B6/3-2b	100	97,5						**95,9**	**164**						
RP-B6-1	RP Liner S6-Top	RP-B6/3-1a	5	2,5						**93,5**	**219**		**6,2**	**44,5**			
RP-B6-1		RP-B6/3-1b	5	2,5						**93,4**	**292**		**6,3**	**37,2**			
RP-B6-2	RP Liner S6-Basis	RP-B6/3-2a	100	97,5						**97,0**	**82**		**5,0**	**22,0**			
RP-B6-2		RP-B6/3-2b	100	97,5						**97,0**	**169**		**5,0**	**20,8**			
S6	Liner S 6: Top-0-11 cm	S6-Top.1	11	5,5	beige	0	-	mS		**99,0**	**53**	**0,27**	**8,0**	**49,9**			
S6	Mischung !	S6-Top.2	11	5,5						**99,1**	**59**		**8,0**	**53,3**			
S6	Liner S 6: 11-18 cm	S6-1.1	18	14,5	dbr, sw Flecken	0-1	s.l. MKW	ms-fS		**93,2**	**301**	**0,20**	**6,6**	**20,6**			
S6		S6-1.2	18	14,5							**113**	**0,13**	**6,6**	**22,2**			
S6		S6-1.3	18	14,5						**93,3**	**168**		**6,6**	**32,0**			
S6	Liner S 6: 18-28cm	S6-2.1	28	23	hebr, sw Flecken	1	s.l. MKW	mS; 'g,'u,'h		**94,5**	**106**	**0,52**	**6,0**	**25,5**			
S6		S6-2.2	28	23				Steine		**94,2**	**75**		**6,0**	**13,5**			
S6	Liner S 6: 28-38cm	S6-3.1	38	33	mbr-robr, ro Flecken, sw	1	s.l. MKW	mS-gS; 'g		**96,9**	**94**	**< 0,1**	**4,7**	**45,9**			
S6		S6-3.2	38	33						**96,7**	**67**		**4,8**	**15,5**			
S6	Liner S 6: 38-48cm	S6-4.1	48	43	hebr-robr	1	s.l. MKW	mS; gs, 'fs		**98,1**	**76**	**< 0,1**	**4,3**	**11,1**			
S6		S6-4.2	48	43						**98,6**	**35**		**4,2**	**9,5**			
S6	Liner S 6: 48-58cm	S6-5.1	58	53	hebr-mbr	1	s.l. MKW	mS; gs, 'fs		**97,9**	**32**	**< 0,1**	**4,2**	**7,6**			
S6		S6-5.2	58	53						**98,0**	**29**	**< 0,1**	**4,2**	**10,9**			
S6		S6-5.3	58	53						**98,0**	**10**		**4,2**	**8,9**			
S6	Liner S 6: 58-68cm	S6-6.1	68	63	mbr	1	s.l. MKW	ms-fS		**96,6**	**30**	**< 0,1**	**4,2**	**9,7**			
S6		S6-6.2	68	63						**96,6**	**24**		**4,3**				
S6	Liner S 6: 68-78cm	S6-7.1	78	73	mbr, wenige ro Flecken	2	s.l. MKW	mS-fS		**96,8**	**27**		**4,4**	**12,1**			
S6		S6-7.2	78	73						**96,7**	**50**		**4,4**	**13,3**			
S6	Liner S 6: 78-88cm	S6-8.1	88	83	hebr-mbr, wenige ro	3	s.l. MKW	mS-fS; 'gs		**93,1**	**39**	**< 0,1**	**4,2**	**8,0**			
S6		S6-8.2	88	83						**93,3**	**41**		**4,2**	**10,1**			
S6	Liner S 6: 88-96cm	S6-9.1	96	92	mbr-ro, viele ro Flecken	3-4	s.l. MKW	mS-fS; 'gs		**88,4**	**80**	**< 0,1**	**4,1**	**17,7**			
S6		S6-9.2	96	92						**88,0**	**68**	**< 0,1**	**3,9**	**23,9**			
S6		S6-9.3	96	92						**87,5**	**69**		**4,0**	**16,4**			
S6	Liner S 6: 96-100cm	S6-Ba.1	100	98	be	3-4	s.l. MKW	mS		**87,1**	**30**	**< 0,1**	**4,6**	**22,2**			
S6		S6-Ba.2	100	98						**88,1**	**26**		**4,6**				

Anhang 3.8
Analysenergebnisse der Sickerwasserproben aus den Bodensäulenversuchen

Säule	Proben-nahme-intervall	Phase	MKW	pH	LF	Redox	O_2	Fe	Ca	Sulfat	NO_3-N	NH_4-N	PO_4-P	TOC	TIC	DOC	DIC
			(mg/l)	(-)	(µS/cm)	(mV)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
S1	PN 1	NA-NW	1,1	3,9	1.024	495	7,8	17,9		585	0,5	< 0,05	< 0,05	91,52	1,28	67,95	0,91
S1	PN 2	NA-NW	1,1	4,0	502	483	8,9	4,5		400	< 0,5	< 0,05	< 0,05	30,77	1,16	29,53	0,97
S1	PN 3	NA-NW	1,2		459	585	9,1	1,2									
S1	PN 4	NA-NW	0,8	3,9	404	601	8,8	0,6	13,83	150	1,0	< 0,05	< 0,05	23,77	0,90	21,63	0,86
S1	PN 5	ENA-pH	0,8	3,9	262	556	8,6	< 0,1	8,28	116	< 0,5	< 0,05	< 0,05	19,35	3,05	21,25	0,96
S1	PN 6	ENA-pH	1,0		292	435		0,1	5,58	116	< 0,5	< 0,05					
S1	PN 7	ENA-pH	0,5	4,0	293	625		< 0,1	4,04	118	< 0,5	< 0,05	< 0,05	24,00	0,44	22,34	0,42
S1	PN 8-1	ENA-NW	0,4	4,0	304	687		< 0,1		122	< 0,5	< 0,05		25,39	0,04	25,85	0,13
S1	PN 8-2	ENA-NW	0,4	3,8	387												
S1	PN 9	ENA-Nitrat	0,4	3,8	359	594		< 0,1		159	< 0,5	< 0,05	< 0,05	35,53	0,26	33,17	0,17
S1	PN 10	ENA-Nitrat	0,4	4,0	280	594		< 0,1		109	< 0,5	< 0,05	< 0,05	32,25	0,09	32,12	0,18
S1	PN 11	ENA-Nitrat	0,4	4,0	234	568		0,1		75	< 0,5	< 0,05	< 0,05	27,18	0,06	27,90	0,04
S1	PN 11-3	ENA-Nitrat	0,4		267	595		< 0,1		69	< 0,5	< 0,05	< 0,05				
S1	PN 12fr	ENA-Nitrat		4,1	197						< 0,5	< 0,05					
S2	PN 1	NA-NW	1,2	4,4	1.115	545	7,5	2,8		605	< 0,5	< 0,05	0,05	38,81	1,25	38,98	1,11
S2	PN 2	NA-NW	1,0	4,4	511	489	8,9	0,3		430	0,5	< 0,05	< 0,05	32,57	1,21	30,93	1,25
S2	PN 3	NA-NW	1,1		374	600	8,4	0,1									
S2	PN 4	NA-NW	1,1	4,1	271	481	9,7	0,3	29,40	105	1,2	< 0,05	< 0,05	34,93	1,23	31,38	0,91
S2	PN 5	ENA-pH	1,3	4,2	164	527	8,8	0,1	292,48	64	< 0,5	< 0,05	< 0,05	26,24	1,24	24,81	2,12
S2	PN 6	ENA-pH	0,7		147	527		< 0,1	15,10	53	< 0,5	< 0,05					
S2	PN 7	ENA-pH	0,6	4,6	166	569		< 0,1	16,21	48	< 0,5	< 0,05	< 0,05	18,51	0,55	16,56	0,49
S2	PN 8-1	ENA-NW	0,5	4,5	160	590		n.b.		48	< 0,5	0,10		22,75	0,11	21,04	0,08
S2	PN 8-2	ENA-NW	0,4	4,6	149												
S2	PN 9	ENA-Nitrat	0,3	4,3	227	569		n.b.		100	25,0	0,09	< 0,05	12,39	0,25	11,92	0,14
S2	PN 10	ENA-Nitrat	0,4	4,3	556	588		0,3		35	53,0	< 0,05	< 0,05	13,21	0,11	13,12	0,08
S2	PN 11	ENA-Nitrat	0,3	4,1	843	599		0,3		28	82,0	< 0,05	< 0,05	10,97	0,07	11,37	0,03
S2	PN 11-3	ENA-Nitrat	0,4		932	594		< 0,1		34	98,0	0,09	< 0,05				
S2	PN 12fr	ENA-Nitrat		4,4	910						96,0	0,15					
S3	PN 1	NA-NW	0,4	6,6	523	228	5,8	0,3		160	< 0,5	0,91	< 0,05	187,84	21,86	186,75	12,15
S3	PN 2	NA-NW	1,9	6,0	605	208	3,4	4,7		300	< 0,5	0,58	< 0,05	58,39	55,90		46,47
S3	PN 3	NA-NW	1,5		370	365	10,4	< 0,1									
S3	PN 4	NA-NW	1,2	7,8	310	346	9,1	< 0,1	39,15	< 20	1,1	0,73	< 0,05	60,45	13,91	17,60	49,08
S3	PN 5	ENA-pH	1,3	7,8	228	496	8,7	0,2	32,35	< 20	< 0,5	1,12	< 0,05	13,83	36,53	17,69	37,14
S3	PN 6	ENA-pH	0,7		204	471		< 0,1	25,30	< 20	< 0,5	1,36					
S3	PN 7	ENA-pH	0,6	7,9	169	417		0,1	28,24	< 20	< 0,5	1,97	< 0,05	16,02	19,08	34,11	0,50
S3	PN 8-1	ENA-NW	0,4	7,2	161	425		< 0,1		< 20	< 0,5	2,74		14,46	13,19	15,17	14,01
S3	PN 8-2	ENA-NW	0,4	8,2	197												
S3	PN 9	ENA-Nitrat	0,3	8,2	215	419		< 0,1		< 20	< 0,05	3,24	< 0,05	28,19	22,26	29,85	23,11
S3	PN 10	ENA-Nitrat	0,4	8,1	302	432		< 0,1		42	1,4	1,80	< 0,05	31,38	14,02	32,30	15,75
S3	PN 11	ENA-Nitrat	0,3	7,8	381	389		0,1		35	14,6	2,25	< 0,05	14,20	2,36	13,40	2,80
S3	PN 11-3	ENA-Nitrat	0,3		511	444		< 0,1		133	18,2	< 0,05	< 0,05				
S3	PN 12fr	ENA-Nitrat		7,7	481						45,0	< 0,05					

Anhang 3.8
Analysenergebnisse der Sickerwasserproben aus den Bodensäulenversuchen

Säule	Proben-nahme-intervall	Phase	MKW	pH	LF	Redox	O_2	Fe	Ca	Sulfat	NO_3-N	NH_4-N	PO_4-P	TOC	TIC	DOC	DIC
			(mg/l)	(-)	(µS/cm)	(mV)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
S4	PN 1	NA-NW	1,2	3,7	2.040	620	7,8	5,4		2350	< 0,5	0,25	0,10	48,10	1,30	48,48	1,19
S4	PN 2	NA-NW	1,2	3,5	712	592	9,6	0,5		815	< 0,5	< 0,05	0,05	23,74	1,06	22,51	1,07
S4	PN 3	NA-NW	1,0		733	652	9,0	0,2									
S4	PN 4	NA-NW	1,0	3,6	462	593	9,5	0,3	0,01	340	1,0	0,07	< 0,05	25,23	3,55	24,26	0,79
S4	PN 5	ENA-pH	1,1	3,6	310	560	8,8	0,2	0,01	157	< 0,5	< 0,05	< 0,05	23,48	1,45	23,64	0,96
S4	PN 6	ENA-pH	0,8		282	538		0,2	-0,18	145	< 0,5	< 0,05					
S4	PN 7	ENA-pH	0,7	3,8	273	572		0,2	0,10	120	< 0,5	< 0,05	< 0,05	25,63	0,47	24,18	0,44
S4	PN 8-1	ENA-NW	0,6	3,8	280	586		n.b.		103	< 0,5	< 0,05		30,95	0,04	31,40	0,08
S4	PN 8-2	ENA-NW	0,6	3,7	327												
S4	PN 9	ENA-Nitrat	0,6	3,6	372	574		n.b.		127	< 0,05	< 0,05	< 0,05	34,32	0,15	32,22	0,12
S4	PN 10	ENA-Nitrat	0,6	3,8	295	608		0,2		115	< 0,5	< 0,05	< 0,05	30,37	0,16	29,81	0,15
S4	PN 11	ENA-Nitrat	0,5	3,9	260	586		0,2		91	0,0	< 0,05	< 0,05	29,02	0,18	26,14	0,05
S4	PN 11-3	ENA-Nitrat	0,5		251	590		0,2		84	< 0,5	< 0,05	< 0,05				
S4	PN 12fr	ENA-Nitrat		4,0	208							< 0,05					
S5	PN 1	NA-NW	2,2	3,7	1.336	618	7,6	> 20		1050	0,7	< 0,05	< 0,05	75,81	1,64	79,35	1,02
S5	PN 2	NA-NW	1,9	3,7	428	631	9,9	0,5		470	0,5	< 0,05	< 0,05	31,86	1,34	36,25	1,07
S5	PN 3	NA-NW	1,3		371	640	8,7	0,3									
S5	PN 4	NA-NW	1,5	3,8	308	617	9,1	0,5	1,71	135	1,0	< 0,05	< 0,05	30,43	1,07	28,93	0,77
S5	PN 5	ENA-pH	1,5	3,8	236	579	8,9	0,1	2,45	116	< 0,5	< 0,05	< 0,05	27,52	1,16	27,41	0,96
S5	PN 6	ENA-pH	1,0		268	553		0,2	2,40	108	< 0,5	< 0,05					
S5	PN 7	ENA-pH	0,9	4,1	256	617		< 0,1	10,56	114	< 0,5	0,08	< 0,05	24,08	0,49	26,26	0,42
S5	PN 8-1	ENA-NW	0,7	4,0	272	635		n.b.		107	< 0,5	0,15		28,19	0,05	27,94	0,05
S5	PN 8-2	ENA-NW	0,7	3,9	298												
S5	PN 9	ENA-Nitrat	0,6	3,9	349	585		n.b.		146	< 0,05	< 0,05	< 0,05	40,45	0,40	39,85	0,38
S5	PN 10	ENA-Nitrat	0,6	4,1	385	559		1,1		163	0,7	< 0,05	< 0,05	121,92	0,35	118,51	0,29
S5	PN 11	ENA-Nitrat	1,1	4,3	520	547		11,7		198	4,2	0,22	< 0,05	200,84	0,25	176,11	0,17
S5	PN 11-3	ENA-Nitrat	1,8		549	543		10,9		190	3,5	0,63	< 0,05				
S5	PN 12fr	ENA-Nitrat		4,6	550						3,5	0,95					
S6	PN 1	NA-NW	1,2	3,8	986	599	7,7	0,3		915	< 0,5	< 0,05	0,11	29,14	1,22	40,79	0,97
S6	PN 2	NA-NW	0,6	3,9	424	481	8,9	0,1		355	< 0,5	< 0,05	< 0,05	13,92	1,11	19,85	0,82
S6	PN 3	NA-NW	0,9		355	632	8,7	0,0									
S6	PN 4	NA-NW	0,6	3,9	321	601	9,7	0,1	10,25	120	1,5	0,35	< 0,05	14,35	0,93	14,06	0,79
S6	PN 5	ENA-pH	0,7	3,9	257	573	8,8	< 0,1	3,34	94	5,9	< 0,05	< 0,05	11,19	0,95	11,77	1,15
S6	PN 6	ENA-pH	0,5		261	561		< 0,1	8,60	87	6,3	0,19					
S6	PN 7	ENA-pH	0,6	4,0	246	638		< 0,1	4,76	81	5,7	0,84	< 0,05	5,87	0,44	7,87	0,42
S6	PN 8-1	ENA-NW	0,4	4,0	267	625		< 0,1		68	7,3	1,47		9,25	0,04	9,28	0,05

Anhang 3.8
Analysenergebnisse der Sickerwasserproben aus den Bodensäulenversuchen

Säule	Proben-nahme-intervall	Phase	MKW	pH	LF	Redox	O_2	Fe	Ca	Sulfat	NO_3-N	NH_4-N	PO_4-P	TOC	TIC	DOC	DIC
			(mg/l)	(-)	(µS/cm)	(mV)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
NW	PN 1	NA-NW	0,0	6,2	33	535	7,9	0,1		< 5	n.b.		0,05	0,85	2,33		
NW	PN 2	NA-NW	0,5	5,8	41	527		0,1			1,0	1,38	< 0,05	0,08	1,57	-0,01	1,58
NW	PN 3	NA-NW	0,0	5,6	33	565	7,5	0,0		< 20							
NW	PN 4	NA-NW	0,1	5,8	30	511	8,5	< 0,1	0,99	< 20	1,2	0,47	< 0,05	1,51	1,15	0,66	1,74
NW	PN 5	ENA-pH	0,3	6,4	57	398	8,7	< 0,1		< 20	0,5	0,77	< 0,05	0,56	1,83	0,98	1,91
NW	PN 6	ENA-pH	.	5,9	35	502		< 0,1		< 20	< 0,5	0,20					
NW	PN 7	ENA-pH	0,0	5,9	48	579		< 0,1	0,87	< 20	< 0,5	0,67	< 0,05	0,44	0,46	0,61	0,43
NW	PN 8-1	ENA-NW	0,0	5,1	30	487		n.b.			< 0,5	< 0,05		1,19	0,31	1,25	0,31
NW	PN 8-2	ENA-NW	.	5,1						< 20							
NW	PN 9	ENA-Nitrat	0,0	6,6	76	431		n.b.		< 20	1,2	1,84	< 0,05	2,40	0,40	2,54	1,05
NW	PN 10	ENA-Nitrat	0,0	6,0	73	513		< 0,1		< 20	< 0,5	0,16	< 0,05	0,00		0,46	
NW	PN 11	ENA-Nitrat	0,0	5,3	64	491		0,0		< 20	0,0	0,24	< 0,05	1,39	0,03	0,81	0,06
NW	PN 11-3	ENA-Nitrat			69			< 0,1									
NW	PN 12fr	ENA-Nitrat		4,9								0,51					
Ca-N	PN 1	NA-NW															
Ca-N	PN 2	NA-NW															
Ca-N	PN 3	NA-NW															
Ca-N	PN 4	NA-NW							410,6								
Ca-N	PN 5	ENA-pH			3.730	218											
Ca-N	PN 6	ENA-pH			3.130	324											
Ca-N	PN 7	ENA-pH				211			313,6								
Ca-N	PN 8-1	ENA-NW															
Ca-N	PN 8-2	ENA-NW															
Ca-N	PN 9	ENA-Nitrat		5,3	1.056	535					105,0	1,67	6,75	1,25	0,15	1,40	0,08
Ca-N	PN 10	ENA-Nitrat		5,4	1.021	517					103,0	0,34	6,72				
Ca-N	PN 11	ENA-Nitrat															
Ca-N	PN 11-3	ENA-Nitrat			1.014						109,0		6,90				
Ca-N	PN 12fr	ENA-Nitrat		4,7								0,27					

Anhang A3.9

Bodenatmungswerte der Bodensäulen S1 und S5

	Säule	Proben-bez.	mittlere Tiefe (cm)	basale Respiration RB	substratind. Respiration RS_{max}	Lag-Phase t-lag	max. Respiration t-peak$_{max}$	Wachstums-rate µ	kumulative Respiration CRS		mikrob. C Cmik
				BA	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
Einheit				**mg/kg h**	**mg/kg h**	**h**	**h**	**-**	**mg/kg**	**in x Std.**	**mg/kg**
S1-1.1	S1	S1-1	13	< 1	33,1	28,0	70,0	0,0352	5.820	194	994,9
S1-1.2	S1	S1-1	13	< 1	37,9	24,0	69,0	0,0326	6.378	194	1138,8
S1-2.1	S1	S1-2	27,5	< 1	5,8	109,0	147,0	0,0217	2.833	232	174,1
S1-2.2	S1	S1-2	27,5	< 1	7,4	109,0	153,0	0,0272	3.203	232	222,7
S1-2.3	S1	S1-2	27,5	< 1	8,9	73,0	136,0	0,0167	1.215	138	268,7
S1-2.4	S1	S1-2	27,5	2,1	12,9	71,0	135,0	0,0147	1.788	138	386,4
S1-3.1	S1	S1-3	42,5	< 1	< 1	-	-	-	283	194	-
S1-3.2	S1	S1-3	42,5	< 1	< 1	-	-	-	430	194	-
S1-4.1	S1	S1-4	57,5	< 1	< 1	-	-	-	23	232	-
S1-4.2	S1	S1-4	57,5	< 1	< 1	-	-	-	13	232	-
S1-5.1	S1	S1-5	72,5	1,4	< 1	-	-	-	250	194	-
S1-5.2	S1	S1-5	72,5	< 1	< 1	-	-	-	125	194	-
S1-6.1	S1	S1-6	87,5	< 1	< 1	-	-	-	148	232	-
S1-6.2	S1	S1-6	87,5	< 1	< 1	-	-	-	175	232	-
S1-6.3	S1	S1-6	87,5	< 1	< 1	-	-	-	23	138	-
S1-6.4	S1	S1-6	87,5	< 1	< 1	-	-	-	55	138	-
S5-1.1	S5	S5-1	12,5	1,0	48,8	27,0	69,0	0,0251	5.670	194	1466,5
S5-1.2	S5	S5-1	12,5	1,1	23,0	30,0	69,0	0,0271	4.605	194	690,4
S5-1.3	S5	S5-1	12,5	< 1	34,2	51,0	71,0	0,0563	4.613	138	1028,5
S5-2.1	S5	S5-2	23,5	< 1	16,4	88,0	132,0	0,0367	4.605	232	491,9
S5-2.2	S5	S5-2	23,5	< 1	16,3	92,0	129,0	0,0351	4.478	232	490,0
S5-2.3	S5	S5-2	23,5	< 1	21,2	66,0	93,0	0,0392	3.643	138	636,7
S5-2.4	S5	S5-2	23,5	< 1	22,3	67,0	93,0	0,0414	3.628	138	671,4
S5-3.1	S5	S5-3	42,5	< 1	17,5	82,0	122,0	0,0328	4.523	194	527,3
S5-3.2	S5	S5-3	42,5	< 1	18,9	77,0	120,0	0,0319	4.413	194	566,7
S5-4.1	S5	S5-4	57,5	< 1	< 1	-	-	-	73	232	-
S5-4.2	S5	S5-4	57,5	< 1	< 1	-	-	-	35	232	-
S5-4.3	S5	S5-4	57,5	4,0	< 1	-	-	-	363	138	-
S5-4.4	S5	S5-4	57,5	2,1	< 1	-	-	-	180	138	-
S5-5.1	S5	S5-5	72,5	< 1	< 1	-	-	-	180	194	-
S5-5.2	S5	S5-5	72,5	< 1	< 1	-	-	-	195	194	-
S5-6.1	S5	S5-6	87,5	< 1	9,4	115,0	167,0	0,0147	4.520	232	283,7
S5-6.2	S5	S5-6	87,5	< 1	7,4	125,0	173,0	0,0135	3.770	232	221,8
S5-6.3	S5	S5-6	87,5	< 1	4,5	47,0	64,0	0,0453	1.315	138	134,1
S5-6.4	S5	S5-6	87,5	< 1	3,1	52,0	62,0	0,0494	1.230	138	94,9

Anhang 3.10
Bodensäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste

Parameter	Einheit	SW-Menge	S2	S2		S2	S2
		ml	mg NO_3-N/l	mg NO_3-N/PN		mg PO_4-P/l	mg PO_4-P/PN
Sickerwasser (SW)*							
Nitrat Zugabe-Lsg.	[mg/l]	3000	100,0	300,0		6,7	20,1
SW-Summe	[mg/l]	2235					
Nitrat-PN 9	[mg/l]	705	25,0	17,6			0,0
Nitrat-PN 10	[mg/l]	600	53,0	31,8			0,0
Nitrat-PN 11	[mg/l]	710	82	58,2			0,0
Nitrat-PN 12	[mg/l]	220,0	98	21,6			0,0
Summe (mg)				***129,2***			***0,0***
Boden (B)	**cm**	**kg**	**mg N-NO_3/ kg**	**mg N-NO_3/ Schicht**		**mg PO_4-P/ kg**	**mg PO_4-P/ Schicht**
Säule	100	13,0					
Liner S2: Top-0-10cm	9	1,17	88,1	103,1		12,3	14,4
Liner S2: 10-20cm	11	1,43	5,4	7,8		16,1	23,0
Liner S2: 20-35cm	15	1,95	3,1	6,0		11,2	21,9
Liner S2: 35-50cm	15	1,95	3,1	6,0		10,6	20,7
Liner S2: 50-65cm	15	1,95	5,6	11,0		13,9	27,2
Liner S2: 65-80cm	17	2,21	7,6	16,9		13,86	30,6
Liner S2: 80-95cm	13	1,69	14,14	23,9		16,88	28,5
Liner S2: 95-100cm	5	0,65	13,08	8,5		3,0	2,0
Summe (mg)				***183,2***			***168,2***
Summe SW+B (mg)				***312,4***			***168,2***
Bilanzrest				***-12***			***-148***
*Probennahmeintervalle 9-12							

Anhang 3.10
Bodensäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste

Parameter	Einheit	SW-Menge	S3	S3		S3	S3
		ml	mg NO_3-N/l	mg NO_3-N/PN		mg PO_4-P/l	mg PO_4-P/PN
Sickerwasser (SW)*							
Nitrat Zugabe-Lsg.	[mg/l]	3000	100,0	300,0		6,7	20,1
SW-Summe	[mg/l]	1160					
Nitrat-PN 9	[mg/l]		0,0	0,0			0,0
Nitrat-PN 10	[mg/l]	420	1,4	0,6			0,0
Nitrat-PN 11	[mg/l]	590	14,6	8,6			0,0
Nitrat-PN 12	[mg/l]	150,0	18,2	2,7			0,0
Summe (mg)				***11,9***			***0,0***
Boden	**cm**	**kg**	**mg N-NO_3/ kg**	**mg N-NO_3/ Schicht**		**mg PO_4-P/ kg**	**mg PO_4-P/ Schicht**
Säule	100	13,0					
Liner S3: Top-0-10cm	7	0,91	43,6	39,6		33,1	30,1
Liner S3: 10-20cm	13	1,69		0,0		167,1	282,3
Liner S3: 20-27cm	7	0,91		0,0		102,1	92,9
Liner S3: 27-35cm	8	1,04		0,0		63,4	65,9
Liner S3: 35-50cm	15	1,95		0,0		12,9	25,2
Liner S3: 50-65cm	15	1,95	0,46	0,9		19,1	37,3
Liner S3: 65-80cm	15	1,95	1,67	3,2		21,97	42,8
Liner S3: 80-95cm	13	1,69	2,02	3,4		21,78	36,8
Liner S3: 95-100cm	7	0,91		0,0		7,4	6,7
Summe (mg)				***47,2***			***620,1***
Summe SW+B (mg)				***59,1***			***620,1***
Bilanzrest				***241***			***-600***
*Probennahmeintervalle 9-12							

Anhang 3.10
Bodensäulenversuche: Bilanzierung der Stoffverluste

Parameter	Einheit	SW-Menge	S5	S5		S5	S5
		ml	mg NO_3-N/l	mg NO_3-N/PN		mg PO_4-P/l	mg PO_4-P/PN
Sickerwasser (SW)*							
Nitrat Zugabe-Lsg.	[mg/l]	3000	100,0	300,0		6,7	20,1
SW-Summe	[mg/l]	1430					
Nitrat-PN 9	[mg/l]		0,0	0,0			0,0
Nitrat-PN 10	[mg/l]	500	0,7	0,4			0,0
Nitrat-PN 11	[mg/l]	680	4,2	2,9			0,0
Nitrat-PN 12	[mg/l]	250,0	3,5	0,9			0,0
Summe (mg)				***4,1***			***0,0***
Boden	**cm**	**kg**	**mg N-NO_3/ kg**	**mg N-NO_3/ Schicht**		**mg PO_4-P/ kg**	**mg PO_4-P/ Schicht**
Säule	100	13,0					
Liner S5: Top-0-10cm	7	0,91	102,2	93,0		12,1	11,0
Liner S5: 10-20cm	13	1,69	7,6	12,9		78,1	132,0
Liner S5: 20-35cm	15	1,95	4,9	9,6		4,7	9,2
Liner S5: 35-50cm	15	1,95	4,7	9,2		4,6	9,1
Liner S5: 50-65cm	15	1,95	0,6	1,1		2,8	5,5
Liner S5: 65-80cm	15	1,95	0,0	0,0		5,71	11,1
Liner S5: 80-95cm	15	1,95	0,00	0,0		10,07	19,6
Liner S5: 95-100cm	5	0,65	0,00	0,0		3,0	1,9
Summe (mg)				***125,8***			***199,6***
Summe SW+B (mg)				***129,9***			***199,6***
Bilanzrest				***170***			***-179***
*Probennahmeintervalle 9-12							

Anhang 4 Literatur

4.1 Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften – Literaturstudie

4.2 Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone – Abschlussbericht

4.3 Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

Umweltforschungsplan 1998 – FKZ 298 76 712 / 02
des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften

Literaturstudie (Teilschritt 1)

Dipl.-Geol. Klaudia Hettwer; Prof. Dr. Jürgen Warrelmann; Prof. Dr. Wolfgang Heyser
Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie, Universität Bremen

Dipl.-Geol. Peter Martus; Dipl.-Geol.Simone Gaab; Prof. Dr. Wilhelm Püttmann
Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main

Uwe Drewes
alphacon GmbH, Ganderkesee

Dipl.-Ing. Ulrich Walter
SYNCOM, Ganderkesee

Dipl.-Geol. Dieter Vehlhaber
Büro für Umweltgeologie, Hude

Im Auftrag des Umweltbundesamtes
Oktober 2004

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung **8**

Abstract **8**

Vorbemerkung **9**

1 Einleitung **10**

2 Kriterien-/Parameterkatalog zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse **12**

2.1 Literaturrecherche **12**

2.2 Ergebnisse der Recherche **15**

2.2.1 Übersicht der Kriterien/Parameter mit einem Einfluss auf Selbstreinigungsprozesse 16

2.2.2 Einfluss der Kriterien/Parameter auf den natürlichen Abbau/Rückhalt von MKW und BTEX 20

2.2.3 Einzelbetrachtung der Kriterien/Parameter 20

2.2.3.1 Kontaminanten/ Metabolite **21**

2.2.3.1.1 Mineralöl-Kohlenwasserstoffe 22

2.2.3.1.2 BTEX 25

2.2.3.1.3 Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination 26

2.2.3.1.4 Metabolite 30

2.2.3.1.5 Begleitkontaminationen 32

2.2.3.2 Hydrogeologische Standortparameter **32**

2.2.3.2.1 Grundwasser-Flurabstand / Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone 33

2.2.3.2.2 Sickerwasserrate 34

2.2.3.2.3 Grundwasserneubildungsrate 37

2.2.3.2.4 Kapillarkraft 37

2.2.3.3 Bodenparameter **39**

2.2.3.3.1 Bodenart / Korngrößenverteilung 40

2.2.3.3.2 Schichtaufbau, -mächtigkeit 41

2.2.3.3.3 Gefüge 43

2.2.3.3.4 Porenanteil (Porosität, Porengrößenverteilung, Lagerungsdichte) 43

2.2.3.3.5 Durchlässigkeitsbeiwert 46

2.2.3.3.6 Humusgehalt 47

2.2.3.3.7 Tonmineralgehalt 49

2.2.3.3.8 Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden 50

2.2.3.3.9 Kationenaustauschkapazität 50
2.2.3.3.10 Salinität 51
2.2.3.3.11 Wassergehalt 52

2.2.3.4 Physiko-chemische Parameter 54
2.2.3.4.1 Temperatur 55
2.2.3.4.2 Luftdruck 57
2.2.3.4.3 Niederschlagsmenge 57
2.2.3.4.4 Leitfähigkeit 58
2.2.3.4.5 pH-Wert und Pufferkapazität 59
2.2.3.4.6 Redoxpotential 60
2.2.3.4.7 Sauerstoff 61
2.2.3.4.8 Kohlendioxid 64
2.2.3.4.9 Nitrat 65
2.2.3.4.10 Eisen 67
2.2.3.4.11 Sulfat 68
2.2.3.4.12 Stickstoffquellen/ Ammonium 69
2.2.3.4.13 Phosphor/ Phosphat 71
2.2.3.4.14 TOC / DOC 71
2.2.3.4.15 Molekularer Wasserstoff 73
2.2.3.4.16 Schwefelwasserstoff 73
2.2.3.4.17 Methan 74

2.2.3.5 Biologische Parameter 75
2.2.3.5.1 Bakterienzellzahl/ mikrobielle Biomasse 75
2.2.3.5.2 Bodenatmung 76
2.2.3.5.3 Dehydrogenase-Aktivität 77
2.2.3.5.4 Potentielle Nitrifikation 78

2.3 Wertigkeit und Auswahl der Parameter 79

3 Zusammenfassung/ Summary 83

4 Literaturverzeichnis 86

Abkürzungen 104

Indexverzeichnis 105

Anhang

A 2-1: Einfluss der Kriterien/ Parameter auf den natürlichen Abbau/Rückhalt von MKW und BTEX (tabellarische Übersicht) ..... 31 S.

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 2.1: Verwendete Datenbanken für die Literaturrecherche 13

Tab. 2.2: Schlüsselbegriffe und Zusatzstichworte für die Abfrage der Datenbanken BIOSIS, GEOBASE, GEOREF und SCIN 14

Tab. 2.3: Kombinierte Suchbegriffe für die Abfrage der kostenpflichtigen Datenbanken 14

Tab. 2.4 : Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse..... 17

Tab. 2.4: Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)..... 18

Tab. 2.4: Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)..... 19

Tab. 2.4: Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)..... 20

Tab. 2.5: Halbwertszeiten (nach HOWARD et al. 1991) und Biokonzentrationsfaktor (nach KOCH 1995) für Benzol, Toluol, Ethylbenzol, o-/m-/p-Xylol, Styrol und Trimethylbenzole..... 26

Tab. 2.6: Zusammenstellung der Kontaminanten 'Alkylbenzole' und ihrer Metabolite (nach KOCH 1995)..... 31

Tab. 2.7: Zusammenhang zwischen Saugspannung und Porenraumgliederung, -funktion (nach KUNTZE et al. 1994)..... 38

Tab. 2.8: Schwankungsbereiche von Bodendichte, Porenvolumen und Porenziffer verschiedener Bodenarten mit Kohlenstoff-Gehalten < 2 % (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998) 44

Tab. 2.9: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse 81

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb.: 2.1: Mikrobieller Abbau von Aliphaten (aus LFU 1991) 23

Abb. 2.2: Sauerstoffverbrauch (g/kg) während der Biodegradation von "California crude oil" (2 %, 5%, 10%) in 'Texas-Sand' (HUESEMANN & MOORE 1994). 24

Abb. 2.3: Sauerstoffverbrauch bei der Biodegradation von "California crude oil" und "Michigan crude oil" (5 %) in Texas Sand (HUESEMANN & MOORE 1994) 28

Abb. 2.4: Rekonstruktion der unverwitterten Dieselölkomponenten (nach Ashley et al. 1994) 29

Abb. 2.5: Sickerwasser (S_w) in Abhängigkeit vom Niederschlag (N) bei verschiedenen Boden- und Bewuchsarten (aus DYCK & CHARDABELLAS 1963, zit. in HÖLTING 1996) 35

Abb. 2.6: Durchlässigkeitsbeiwerte von Lockergesteinen (aus LFU 1991) 47

Abb. 2.7: Stöchiometrische Bilanz beim Abbau von Benzol unter Verbrauch verschiedener Elektronenakzeptoren (nach WIEDEMEIER et al. 1995a) 55

Abb. 2.8: Redoxpotential verschiedener Elektronenakzeptoren bei pH = 7, T = 25°C (aus WIEDEMEIER et al. 1995b) 61

Abb. 2.9: Tiefenabhängige Verteilung des Wassergehaltes, der Sauerstoff- und Benzolkonzentrationen (HERS et al. 2000) 63

Kurzfassung

Im FuE-Vorhaben werden die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der wasserungesättigten Bodenzone für die ausgewählten Schadstoffe MKW und BTEX am Beispiel ehemals militärisch genutzter Liegenschaften untersucht.

Auf der Grundlage einer umfangreichen Literatur-Recherche wurde ein allgemeiner Kriterien- und Parameterkatalog zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone erstellt und eine Bewertung der insgesamt 40 verschiedenen Parameter (Kontaminanten, hydrogeologische Parameter, Bodenparameter, physiko-chemische und biologische Parameter, Elektronenakzeptoren, Nährstoffe etc.) bezüglich ihrer grundlegenden Funktionen und Auswirkungen für 'Natural Attenuation' vorgenommen.

Schlagwörter: Natural Attenuation; natürliche Selbstreinigungsprozesse; Abbau- und Rückhalteprozesse; ungesättigte Bodenzone; (Schlüssel-) Parameter; MKW; BTEX; Tanklager; militärisch genutzte Liegenschaften; Monitoring

Abstract

The potentials and limitations of natural degradation and sorption processes of the contaminants petroleum hydrocarbons and BTEX in the vadose zone are investigated during the research and development project on the example of former military sites.

The publication comprises the extensive screening of literature to identify criterias and parameters for the detection of 'Natural Attenuation'- processes in the unsaturated zone. About 40 parameters (contaminants, hydrogeological parameters, soil parameters, physical-chemical and biological parameters, electron acceptors, nutrients, etc.) were evaluated for their basic functions and effects on 'Natural Attenuation'.

Keywords: Natural Attenuation; natural degradation and sorption processes; unsaturated zone; vadose zone; (key-) parameters; petroleum hydrocarbons; BTEX; underground storage tank site (UST); military site; monitoring

Vorbemerkung

Bei der folgenden Veröffentlichung handelt es sich um eine gekürzte und aktualisierte Version des Berichtes zum ersten Teilschritt des FuE-Vorhabens FKZ 298 76 712 / 02 mit dem Thema ‚Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften'.

Der Schwerpunkt der Veröffentlichung wurde auf die Erkenntnisse gelegt, die sich aus der thematischen Literatur-Recherche und der Erstellung eines allgemeinen Kriterien- und Parameterkataloges zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone ergeben haben. Das für den Modellstandort Tanklager Schäferhof-Süd bei Nienburg/Weser auf Grundlage der vorliegenden Recherche erarbeitete Untersuchungskonzept sowie die konkreten Ergebnisse aus den Bodenuntersuchungen und dem Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwasser-Monitoring werden nicht dargestellt.

Mit Abschluss des zweiten Teilschrittes des Projektes ist eine weitere Veröffentlichung geplant, die sich mit der Umsetzung des Untersuchungskonzepts am Tanklager Schäferhof-Süd beschäftigen wird. Schwerpunkt soll dabei die Auswertung und Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich des natürlichen Selbstreinigungspotenzials MKW- und BTEX-kontaminierter Böden sowie der verwendeten Methoden sein.

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht enthält die Ergebnisse einer Literaturrecherche, die im ersten Teilschritt des FuE-Vorhabens FKZ 298 76 712/ 02 mit dem Thema ‚Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften' durchgeführt wurde.

Forschungsnehmer des Vorhabens waren/sind:

- Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie, Universität Bremen
- Johann Wolfgang Goethe - Universität, Frankfurt/M.
- Umweltschutz Nord GmbH & Co., Ganderkesee (bis August 2003)
- alphacon GmbH, Ganderkesee

Das FuE-Vorhaben wird in zwei Teilschritten durchgeführt. Der erste Teilschritt umfasste die vorbereitenden Arbeiten für das Vorhaben. Dazu gehören

- die Erstellung eines Kriterien- / Parameterkataloges zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone, basierend auf einer Recherche der einschlägigen nationalen und internationalen Fachliteratur
- die Prüfung der vorliegenden Daten des Untersuchungsstandortes Tanklager Schäferhof-Süd, insbesondere bezüglich der Belastungssituation mit den prioritären Schadstoffen MKW und BTEX
- die Ermittlung und Behebung von Vorhaben-relevanten Kenntnislücken
- die nähere Eingrenzung des Testfeldes und die Identifizierung eines unkontaminierten bzw. gering kontaminierten Vergleichsareals
- die Aufstellung eines detaillierten Untersuchungskonzeptes, bestehend aus Probennahmeplänen, Analysenplänen und Hinweisen zu Verfahrensanweisungen. Besondere Bedeutung kommt der Qualitätssicherung der einzelnen Verfahrensschritte und Methoden zu.

Im zweiten Teilschritt wird das Untersuchungskonzept am Standort Tanklager Schäferhof-Süd umgesetzt. Die Feldarbeiten umfassen:

- umfangreiche Bodenuntersuchungen in 10 Bohrarealen mit Linerbohrungen bis 6 m u. GOK (Start- und Abschlussbeprobung)
- ein vierteljährliches Bodenluft-Monitoring an 3 Bodenluftpegeln in 3-4 m u. GOK
- ein vierteljährliches/halbjährliches Sickerwasser-Monitoring an 7 Messstellen (Edelstahlsaugkerzen in 2 bzw. 4 m u. GOK)

- ein vierteljährliches Grundwasser-Monitoring an 5 Messstellengruppen (Ausbautiefen: 4-7 m bzw. 9-10 m u. GOK)
- kontinuierliche Messung von Klimadaten und Bodentemperaturen (Sonden in 0,5 m – 3,5 m u. GOK)

Das Ziel des 2. Teilschrittes besteht in der Erarbeitung der Grundlage für eine geeignete, gegebenenfalls verallgemeinerungsfähige Herangehensweise (Handlungsempfehlung) zur Beurteilung des Selbstreinigungspotenzials von Böden im ungesättigten Bereich im Hinblick auf eine gezielte, kontrollierte Nutzung von standortspezifischen Selbstreinigungsprozessen zur Schadstoffverminderung und zur Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen.

Die Untersuchung von Selbstreinigungsprozessen auf dem Modellstandort hinsichtlich prioritärer Schadstoffgruppen (MKW, BTEX), die auf Grund ihrer Verbreitung standortübergreifende Bedeutung besitzen, liefert dafür die erforderlichen Daten und bildet somit die fachliche Grundlage.

2 Kriterien-/Parameterkatalog zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse

2.1 Literaturrecherche

Zur Erstellung des Kriterien-/Parameterkataloges zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der **ungesättigten Bodenzone** wurde eine **Literaturrecherche** durchgeführt. Der Schwerpunkt der Recherche lag bei Veröffentlichungen zu Untersuchungen der natürlichen Selbstreinigung von MKW- und BTEX- Kontaminationen in wasserungesättigten Böden. Literaturstudien mit dem Schwerpunkt natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Grundwasser wurden bereits von TEUTSCH et al. (1997) und MARTUS & PÜTTMANN (2003) vorgelegt. Ein breiteres Spektrums an Bodenkontaminanten werteten TERYTZE et al. (2000) in ihrer Literaturstudie zum Einfluss von Bodenparametern auf den mikrobiellen Abbau aus.

Für die nachträgliche Veröffentlichung der Literatur-Studie wurde die ursprünglich im März 2001 durchgeführte Recherche bis zum August 2004 aktualisiert.

Datenbanken und Schlüsselbegriffe

Für die Recherche wurden zunächst die kostenfreien Datenbanken der Staats- und Universitätsbibliothek Bremen (BIOSIS, GEOBASE, GEOREF, SCIENCE CITATION INDEX) abgefragt (Tab. 2.1). Mit Auswahl der genannten Datenbanken ist ein breites Spektrum renommierter Zeitschriften aus den Fachgebieten Biologie, Biochemie, Biotechnologie, Geologie, Geochemie, Mineralogie, Umwelt und allgemein Naturwissenschaften abgedeckt.

Die Suchstrategie basierte auf der Auswahl von Schlüsselbegriffen (Tab. 2.2), die bei zu hoher Trefferzahl durch Kombination mit Zusatzstichworten in einer Suchmatrix eingeschränkt wurde. Bis zu einer Datenmenge von 100 Literaturzitaten wurden anhand der Titel bzw. Kurzfassungen die für die Recherche relevanten Quellen direkt ausgewählt. Literaturquellen aus dem Bereich der **gesättigten Bodenzone** oder aktiver Sanierungsverfahren wurden berücksichtigt, wenn sie Rückschlüsse auf 'Natural Attenuation' in der ungesättigten Bodenzone zulassen oder zur Charakterisierung des Standortes von Relevanz sind. Auf eine Abfrage deutschsprachiger Schlüsselbegriffe konnte in den Datenbanken BIOSIS, GEOBASE, GEOREF und SCIN verzichtet werden, da alle Titelangaben, Kurzfassungen und Schlagworte in der englischen Übersetzung vorliegen.

Die weitere Recherche konzentrierte sich nach einer ersten Übersichtsabfrage der insgesamt über 70 zur Verfügung stehenden kostenpflichtigen Literaturdatenbanken des Services 'DataStar' auf die in Tab. 2.1 aufgelisteten naturwissenschaftlichen Datenbanken.

Aufgrund der hohen Datenmenge einer Vorab-Recherche beschränkte sich die eigentliche Recherche auf die in Tab. 2.3 aufgelisteten kombinierten Suchbegriffe, wobei doppelte sowie bereits aus kostenfreien Datenbanken vorliegende Literaturzitate herausgefiltert wurden. Für die Datenbanken UFORDAT und ULIDAT wurden deutschsprachige Schlüsselbegriffe berücksichtigt.

Tab. 2.1: Verwendete Datenbanken für die Literaturrecherche

Literatur-Datenbanken		**Zeitraum**
BIOSIS	Biological Abstracts	01/1991- 08/2004
GEOBASE		01/1980-08/2004
GEOREF		01/1980-08/2004
SCIN	Science Citation Index	1994-08/2004
BIOL	Biosis Previews	1993 - 2001
BIYY	Biosis Previews	1970 - 1992
CBIB	C. Contents: Bibliographic	1995 – 2001
CHEM	Chemical Abstracts	1987 - 2001
COMP	El Compendex (R)	1976 - 2001
ELBI	Elsevier Biobase	1994 – 2001
ENVN	Enviroline	1971 - 01/2001
NTIS	Nat. Tech. Inf. Serv.	1992 - 2001
NTZZ	Nat. Tech. Inf. Serv.	1970 - 2001
PASC	Pascal	1984 – 03/2001
POLL	Pollution Abstracts	1970 - 2001
SCIN	Science Cit. Index	1996 - 03/2001
SCZZ	Science Cit. Index	1980 - 03/2001
TOXL	Toxline	1985 – 12/2000
UFORDAT	Forschungsdatenbank/ UBA	1974 - 2001
ULIDAT	Umweltliteraturdatenbank/ UBA	1976 - 001

Tab. 2.2: Schlüsselbegriffe und Zusatzstichworte für die Abfrage der Datenbanken BIOSIS, GEOBASE, GEOREF und SCIN

Schlüsselbegriffe	
natural attenuation	bioremediation
biological attenuation	bioventing
bioattenuation	unsaturated zone
biodegradation	vadose zone
biological degradation	seepage water
degradation	

Zusatzstichworte:	
unsaturated zone	electron(-) acceptor
vadose zone	oxygen
monitoring	nitrate
hydrocarbons	sulfate
TPH (total organic carbon)	(an)aerobic
BTEX	modeling
petroleum	leachate
fuel	migration
oil	

Tab. 2.3: Kombinierte Suchbegriffe für die Abfrage der kostenpflichtigen Datenbanken

Kombinierte Suchbegriffe:
'bio-, natural, biological attenuation / unsaturated, vadose zone'
'biodegradation, biological degradation / unsaturated, vadose zone'
'bioremediation / unsaturated, vadose zone'
'Selbstreinigung, biologischer Abbau / ungesättigte Bodenzone'

Literatur- / Zeitschriftensuche:

Die in der Recherche ermittelten Literaturzitate wurden im GBV-Gesamtkatalog (Verbundsystem der norddeutschen Universitätsbibliotheken) auf ihre Verfügbarkeit als vollständige Veröffentlichung überprüft. Die entsprechenden Zeitschriften und Serien konnten über die Staats- und Universitätsbibliothek Bremen, die Niedersächsische Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen, die Universitätsbibliothek/ Technische Informationsbibliothek Hannover und die Universitätsbibliothek der TU Hamburg-Harburg bezogen werden.

2.2 Ergebnisse der Recherche

Mit der durchgeführten Literaturrecherche sollten insbesondere die Parameter, die Einfluss auf natürliche Rückhalte- und Selbstreinigungsprozesse beim Abbau von MKW und BTEX in der **ungesättigten Bodenzone** nehmen, evaluiert werden.

Zu Selbstreinigungsprozessen von Schadstofffahnen im Grundwasser liegen eine Vielzahl von Untersuchungen und Erkenntnissen insbesondere aus den USA vor (siehe auch TEUTSCH et al. 1997, MARTUS & PÜTTMANN 2003). In der ungesättigten Bodenzone bezieht sich der Kenntnisstand zu 'Natural Attenuation' meist auf Labor- und Feldexperimente, deren Übertragbarkeit auf natürliche Bedingungen nicht geklärt ist.

Laborexperimente können Hinweise auf das Abbauverhalten von Schadstoffen und den Einfluss verschiedener Parameter geben, aufgrund der Komplexität und Variabilität der beeinflussenden Faktoren im Freiland jedoch keine allgemein gültigen Aussagen liefern. Andererseits ermöglichen sie, die Effekte einzelner chemischer, physikalischer und biologischer Parameter unabhängig voneinander zu quantifizieren.

Feldversuche, insbesondere Langzeituntersuchungen bieten die Möglichkeit, das Abbauverhalten unter natürlichen, standortspezifischen Bedingungen zu erforschen. Experimente auf kontaminierten Standorten werden aber häufig mit der Zielsetzung eines möglichst effektiven Abbaus der Schadstoffe und der Optimierung aktiver Sanierungsverfahren durchgeführt.

Kritisch zu betrachten sind die z.T. extrem hohen, für die meisten Schadensfälle unrealistischen MKW-Konzentrationen, mit denen bei der Dotierung von Böden gearbeitet wird. Gleiches gilt für die Variation bestimmter Parameter bis zu unverhältnismäßig hohen Gehalten z.B. der Nährstoffversorgung im Boden oder der Sauerstoffgehalte in der Bodenluft. Der Vergleich der Ergebnisse verschiedener Studien oder auch innerhalb einer Versuchsreihe ist aufgrund variierender Randbedingungen nur eingeschränkt möglich.

Die Vorgehensweisen bei der Entnahme von Bodenproben und die analytische Bestimmung von Kontaminanten und Parametern orientieren sich z.T. an standardisierten Methoden (z.B. US EPA). Auf die Anwendung normierter Methoden wird in den Literaturquellen selten verwiesen.

Für den Nachweis von 'Natural Attenuation' im Grundwasser stehen verschiedene Richtlinien und Dokumente (US EPA 1997, ASTM 1998a, 1998b) sowie technische Protokolle WIEDEMEIER et al (1995b) zu Verfügung. Für die ungesättigte Bodenzone liegen, abgesehen von den in US EPA-Studien beschriebenen allgemeinen Anforderungen an Standortcharakteristika, keine konkreten Konzepte über den Nachweis von 'Natural Attenuation' vor.

2.2.1 Übersicht der Kriterien/Parameter mit einem Einfluss auf Selbstreinigungsprozesse

Eine Übersicht der Veröffentlichungen, die sich mit den verschiedenen Parametern beschäftigen, die einen Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse nehmen, wurde in Tabelle 2.4 zusammengestellt. Literaturquellen, die einzelne Parameter zwar benennen, die Effekte auf 'Natural Attenuation' aber nicht näher beschreiben oder sich ausschließlich auf Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser beziehen, sind gesondert gekennzeichnet (*).

Tab. 2.4 : Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse

Einteilung	Einzelparameter	Bedeutung für Selbstreinigungsprozesse	Literaturquellen
Kontamin./ Metabolite	Kohlenwasserstoffe (KW)	Charakterisierung der Belastungssituation	Balcells (1999)*, Fogel & Findlay (1997)*, Grathwohl & Klenk (1999), Huesemann & Moore (1994), Joseph et al. (1994), Malina & Grotenhuis (2000), Neumann-Hensel (1999), Schoefs et. al. (2003), Widrig & Manning (1995)
	KW-Identifizierung	Charakterisierung d. stofflichen Zusammensetzung und metabolischer Umsetzungen	McMillen et al. (1995a/b) , Moyer et al. (1995)
	Kettenlänge	Charakterisierung der KW	Höhener et al. (2003), Huesemann (1995b), Jarsö et al. (1994), Saberiyan et al. (1995), Stout et al. (1998)
	n-Alkane	Charakterisierung / Austrag flüchtiger Einzelkomponenten	Ashley et al. (1994)
	BTEX	Charakterisierung der Belastungssituation	Allen-King et al. (1994a), Allen-King et al. (1994b), Allen-King et al. (1996), Balcells (1999)*, Baud-Grasset et al. (2000)*, Christensen et al. (2000)*, Davis & Madsen (1996), Kao & Wang (2001)*, Malina & Grotenhuis (2000), Rahman et al. (2004)*, Stauffer et al. (1998)*, Swanson (1999)*, Wiedemeier et al. (1999)*, Yang et al. (1995)*
	d C^{13}	Charakterisierung des biologischen Abbaus	Baedecker et al. (1993)*, Findlay & Fogel (1997a) , Libelo et al. (1998)*, Stauffer et al. (1998)*, Van de Velde (1995)
	Metabolite	Charakterisierung des biologischen Abbaus	Neumann-Hensel (1999), Totsche & Kögel-Knabner (2000)
	Begleitkontaminationen	Charakterisierung der Belastungssituation	keine Daten
Hydrogeol. Standort-parameter	GW-Flurabstand / Mächtigkeit d. ungesättigten Bodenzone	Einfluß auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination	Davis et al. (2003), Kuhlmeier & Barone (1985)
	Sickerwasserrate/ GW-Neubildungsrate	Einfluß auf Kontaminations-verteilung und -austrag	Connor (1997), Klenk & Grathwohl (2000), Pfeifer et al. (1999)
	Kapillarkraft	Einfluß auf Verteilung der Kontamination im Boden	Gidda et al. (1999), Holden et al. (1995), Joseph et al. (1994), Katzenbach et al.(2000), Rainwater et al. (1989 zit. in Barr 1998)
Boden-parameter	Bodenart/ Korngrößenverteilung	Beeinflussung von Schadstoffsorption und -transport, Bioverfügbarkeit	Berry & Burton (1997), Carberry (1998), Davis & Madsen (1996), Fine & Yaron (1993), Huesemann & Moore (1994), Huesemann (1995a), Jarsö et al. (1994), Joseph et al. (1994), Laubacher et al. (1997), Leeder-Kamanda (2001), Merkel & Leeder (1999), Song et al. (1990)
	Schichtenaufbau, -mächtigkeit	Einfluß auf Schadstoff-verteilung und -ausbreitung	Day (2001), Höhener et al. (2003), Jin et al. (1994), Kuhlmeier & Barone (1985), Totsche et al. (2003)
	Gefüge	Einfluß auf Schadstoff-verteilung und -ausbreitung	keine Daten
	Porenanteil	Einfluß auf Belüftung und Massentransfer	Ashley et al. (1994), Bruesseau et al. (1999)*, Koning et al. (2000), Löser et al. (1999)
	Durchlässigkeitsbeiwert	Einfluß auf Belüftung und Massentransfer	Berry & Burton (1997)
	Humusgehalt	Einfluß auf d. Grad (reversibler) Sorption von Schadstoffen	Dror et al. (2000), Huesemann & Moore (1994), Leeder-Kamanda (2001), Merkel & Leeder (1999)
	Tonmineralgehalt	Einfluß auf d. Grad (reversibler) Sorption von Schadstoffen	Berry & Burton (1997)
	Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden	Einfluß auf d. Grad (reversibler) Sorption von Schadstoffen	LFU (1991)

* Sekundäre Literaturquellen (Effekte auf 'Natural Attenuation' in der ungesättigten Bodenzone nicht näher beschrieben)

Tab. 2.4: Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)

Einteilung	Einzelparameter	Bedeutung für Selbstreinigungsprozesse	Literaturquellen
	Kationenaustauschkapazität	Maß für die Resorptions-kapazität von Böden (pH-abh.)	Song et al. (1990)
	Salinität	Einfluß auf Rückhalteprozesse und biol. Abbauprozesse	keine Daten
	Trockensubstanz/ Wassergehalt	Milieufaktor mit Einfluß auf biologische Abbauprozesse	Acher et al. (1989), Balba et al. (1998), Davis & Madsen (1996), De Vaull et al. (1997), Fine & Yaron (1993), Freijer et al. (1996), Hacker & Hüttmann (2003), Hers & Zapf-Gilje (1998), Koning et al. (2000), Neale et al. (2000), Peccia et al. (1990), Peter et al. (2003), Sawatsky et al. (1997), Scholz et al. (1996), Tahraoui et al. (1995)*, Venkatraman et al. (1998), Yaron et al. (1989)
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	Milieufaktor mit Einfluß auf biol. Abbauprozesse bzw. chemische Transformationsprozesse	Bradley & Chapelle (1995)*, Cohen et al. (1995), Freijer et al. (1996), Gidda et al. (1999), Hendry et al. (1999), Höper & Wilke (2004), Kim et al. (1995), Meier-Löhr & Battermann (1998), Ong et al. (1994), Song et al. (1990), Wiedemeier et al. (1999)*
	Luftdruck	Einfluß auf Massentransfer in Bodenluft / Einfluß auf Oberflächenemission	Lewitz (2004), Massman & Farrier (1992), Newman & Barr (1997)
	Niederschlagsmenge	Einfluß auf Schadstoff-verteilung und -austrag	Berry & Burton (1997), Connor et al. (1997), Franzmann et al. (2002), Grifoll & Cohen (1996), Klein (2000 zit. in Trapp 2000), Lewitz (2004)
	Leitfähigkeit	Indikator für Ionengehalte, Einfluss auf Milieubedingungen	Bhupathiraju et al. (2002)*, Kovacs & Landsman (1995)
	pH-Wert	Milieufaktor mit Einfluß auf biol. Abbauprozesse bzw. chem. Transformationsprozesse	Benett et al. (1993)*, Capuano & Johnson (1996), Höper & Wilke (2004)
	Redoxpotential	Milieufaktor mit Einfluß auf biol. Abbauprozesse bzw. chem. Transformationsprozesse	Swanson (1999)*, Wiedemeier et al. (1999)*
	Sauerstoff	Elektronenakzeptor für aerobe biol. Abbauprozesse	Allen-King et al. (1994b), Baehr & Baker (1995), Baker et al. (2000), Bhupathiraju et al. (2002), Blicker et al. (1995)*, Boks et al. (1990), Brown et al. (1995), Bruesseau et al. (1999)*, Carrrera et al. (1997), Chaplin et al. (2002), Davis et al. (1994)*, Davis et al. (1998a), Davis et al. (2003), Hers & Zapf-Gilje (1998), Hers et al. (2000), Hinchee & Ong (1992), Hinlein & Kelley (1999), Hollender et al. (2000)*, Huesemann & Moore (1994), Hupe et al. (1998), Koning et al. (2000), Lahvis & Baehr (1996), Lahvis et al. (1999), Laubacher et al. (1997) , Lee (1993), Libelo et al. (1998)*, Löser et al. (1999) , McLinn & Rehm (1997), Meier-Löhr & Battermann (1998), Miller & Hutchins (1995)*, Newell et al. (1999), Newman & Barr (1997), Peter et al. (2004), Ong et al. (1994), Ostendorf & Kampbell (1991), Rijnaarts (1998), Schulze-Makuch (1998)*, Widrig & Manning (1995), Wiedemeier et al. (1995b), Wiedemeier et al. (1999)*, Wilson et al. (1995)*, Würdemann et al. (1994)

* Sekundäre Literaturquellen (Effekte auf 'Natural Attenuation' in der ungesättigten Bodenzone nicht näher beschrieben)

Tab. 2.4: Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)

Einteilung	Einzelparameter	Bedeutung für Selbstreinigungsprozesse	Literaturquellen
	Kohlendioxid	Endprodukt bei aeroben biol. Abbauprozessen	Aelion et al. (1997), Allen-King et al. (1996), Baedecker et al. (1993)*, Baker et al. (2000), Bhupathiraju et al. (2002), Blicker et al. (1995)*, Bruesseau et al. (1999)*, Capuano & Johnson (1996), Chaplin et al. (2002), Dakhel et al. (2002), Findlay & Fogel (1997b), Franzmann et al. (1999), Freijer et al. (1996), Hanert et al. (2000)*, Hendry et al. (1999), Hinchee & Ong (1992) , Hinlein & Kelley (1999) , Hollender et al. (2000)*, Hollender et al. (2003)*, Lahvis & Baehr (1996), Laubacher et al. (1997) , Malina & Grotenhuis (2000), McLinn & Rehm (1997), Peter et al. (2004), Prade (1995)*, Salminen et al. (2002), Widrig & Manning (1995), Würdemann et al. (1994), Zeyer et al. (1999)
	Nitrat	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe Abbauprozesse, Indikator für N-Versorgung	Allen-King et al. (1994a), Bhupathiraju et al. (2002)*, Boopathy (2003), Borden et al. (1995), Brecht et al. (1999), Chapelle (1999), Eckert et al. (1998), Hutchins et al. (1995a/b)*, Meier-Löhr & Battermann (1998), Miller & Hutchins (1995)*, Newell et al. (1999), Schulze-Makuch (1998)*, Swanson (1999)*, Venkatraman et al. (1998), Wiedemeier et al. (1999)*, Wilson et al. (1995)*, Zeyer et al. (1999),
	Eisen	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse, Anzeiger für Metabolismus	Baedecker et al. (1993)*, Balcells (1999)*, Benett et al. (1993)*, Bhupathiraju et al. (2002)*, Libelo et al. (1998)*, Newell et al. (1999), Prommer et al. (1998)*, Prommer et al. (1999)*, Reichert et al. (1998), Rügge et al. (1998), Schulze-Makuch (1998)*, Stauffer et al. (1998)*, Sublette et al. (1997), Swanson (1999)*, Thornton et al. (1998)*, Wiedemeier et al. (1999)*, Zeyer et al. (1999)
	Mangan	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse, Anzeiger für Metabolismus	Baedecker et al. (1993)*, Schulze-Makuch (1998)*
	Sulfat	Elektronenakzeptor für obligat anaerobe Abbauprozesse	Bhupathiraju et al. (2002), Boopathy (2003), Capuano & Johnson (1996), Davis et al. (1994)*, Newell et al. (1999), Prommer et al. (1998)*, Reichert et al. (1998), Rügge et al. (1998), Schmidt et al. (2002)*, Schulze-Makuch (1998)*, Sublette et al. (1997), Swanson (1999)*, Wiedemeier et al. (1999)*, Zeyer et al. (1999)
	Stickstoffquellen/ Ammonium	Indikator für potentielle N-Versorgung, Nährstoff, Indikator für N-Versorgung	Allen-King et al. (1994a), Allen-King et al. (1994b), Baker et al. (1994), Carrrera et al. (1997), Chaineau (1995), Davis et al. (1995), Davis et al. (1998), Drake et al. (1995), Gogoi et al. (2002), Hacker & Hüttmann (2003), Margesin et al. (2000), Nocentini et al. (1998), Novak et al. (1995), Novak et al. (1995)*, O'Leary et al. (1995), Pinkart et al. (1995)*, Schulze-Makuch (1998)*, Tiberg et al. (1993), Walworth et al. (1997), Widrig & Manning (1995), Wrenn et al. (1994)*
	verfügbares Phosphat	Nährstoff, Indikator für P-Versorgung	Carrrera et al. (1997), Davis et al. (1995), Davis et al. (1998b), Drake et al. (1995), Granger (1999)*, Meier-Löhr & Battermann (1998), Novak et al. (1995), Schulze-Makuch (1998)*, Widrig & Manning (1995)
	TOC/ DOC	Indikator für C-Versorgung im Boden, Indikator für C-Versorgung in wässrigen Medien, Elektronendonator	Bhupathiraju et al. (2002)*, Gomez et al. (1991)*, Huesemann & Moore (1994), Kleineidam et al. (1999), Pabich, W.J. (2001)*
	Molekularer Wasserstoff	Elektronendonator für biol. Abbauprozesse, Indikator für Anaerobiose	Libelo et al. (1998)*
	Schwefelwasserstoff	Elektronendonator, Indikator für Anaerobiose	Capuano & Johnson (1996),

* Sekundäre Literaturquellen (Effekte auf 'Natural Attenuation' in der ungesättigten Bodenzone nicht näher beschrieben)

Tab. 2.4: Zusammenstellung der Literaturquellen zu den Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)

Einteilung	Einzelparameter	Bedeutung für Selbstreinigungsprozesse	Literaturquellen
	Methan	Elektronendonator, Indikator für Anaerobiose	Baedecker et al. (1993)*, Balcells (1999)*, Bhupathiraju et al. (2002), Boopathy (2003), Chaplin et al. (2002), Hers et al. (2000), Prade (1995)*, Reichert et al. (1998), Rifai et al. (1995), Salminen et al. (2003), Schulze-Makuch (1998)*, Wiedemeier et al. (1999)*, Zeyer et al. (1999)
Biologische Parameter	Bodenatmung	Grösse für die metabolische Aktivität d. Bodenmikroorganismen	Hoffmann & Viedt (1998), Wibbe & Blanke (1999)
	Dehydrogenase Aktivität	Indikator für metabolische Enzymaktivitäten der Bodenmikroorganismen	Waarde et al. (1995))
	Potentielle Nitrifikation	Ökotoxikologischer Indikator für die Lebensraumfunktion von Bodenmikroorganismen	Alef (1994), DECHEMA (1995)
	Bakterienzahl	Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität	Baker et al. (1994), Bhupathiraju et al. (2002)*, Boopathy (2003), Brecht et al. (1999), Carberry (1998), Carrrera et al. (1997), Ducreux et al. (1994), Gogoi et al. (2002), Hacker & Hüttmann (2003), Höhener et al. (2003), Huesemann & Moore (1994), Klenk & Grathwohl (2000), Kovacs & Landsman (1995), Palittaponganpim et al. (1998)*, Peltola & Salkinoja-Salonen (2003)*, Perrson et al. (1995)*, Rotert et al. (1995), Thomas et al. (1995)*, Waarde et al (1995)*, Yerushalmi et al. (2003)

* Sekundäre Literaturquellen (Effekte auf 'Natural Attenuation' in der ungesättigten Bodenzone nicht näher beschrieben)

2.2.2 Einfluss der Kriterien/Parameter auf den natürlichen Abbau/Rückhalt von MKW und BTEX

Der Einfluss der recherchierten Kriterien/ Parameter auf den natürlichen Abbau/ Rückhalt von MKW und BTEX geht detailliert aus der Tabelle im Anhang (Anh. A 2-1) hervor. Die Tabelle soll einen Überblick über die Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse geben, die in den ausgewerteten Veröffentlichungen näher dargestellt sind. Dabei wurden, wenn angegeben, die Konzentrationsbereiche für die untersuchten Parameter und für die Kontaminanten aufgelistet. Untersuchungen die sich mit der gesättigten Bodenzone beschäftigen, sind gesondert gekennzeichnet. Eine ausführlichere Diskussion der einzelnen Parameter wird in Kapitel 2.2.3 geführt.

2.2.3 Einzelbetrachtung der Kriterien/Parameter

Im Folgenden sollen die einzelnen Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse näher erläutert werden. Dabei wird zunächst auf die allgemeine Bedeutung der jeweiligen Parameter in der **ungesättigten und gesättigten Bodenzone** eingegangen. Je nach Ergiebigkeit der Literaturrecherche sind in unterschiedlichem Umfang die Einflüsse des Parameters auf biologischen Abbau, Mobilität und Sorption der

Kontaminanten MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone berücksichtigt. Bei mangelnder Datenlage einzelner Parameter werden die Einflüsse in der gesättigten Bodenzone beschrieben, um ggf. Rückschlüsse auf die ungesättigte Bodenzone zu ziehen.

Bei der Beschreibung der untersuchten Literaturquellen wurde neben einer kurzen Darstellung der Effekte versucht, die Aussagen unter Berücksichtigung von

(a) Qualität und Umfang der Daten,
(b) Reproduzierbarkeit der Daten (Bestätigung durch unabhängige Publikationen),
(c) Variabilität bzw. Verallgemeinerung der Daten bzgl. verschiedener Bodentypen und
(d) Untersuchungsbedingungen (Labor- oder Feldversuche, artifizielle Einflüsse)

zusammenzustellen oder ggf. gegeneinander zu diskutieren.

Abschließend werden die für den Parameter relevanten bzw. in den Literaturquellen berücksichtigten Konzentrationsbereiche zusammengefasst sowie geeignete Nachweismethoden genannt. In Abhängigkeit von der Datenlage wird eine Einschätzung zur Bedeutung des Parameters für natürliche Rückhalte- und Selbstreinigungsprozesse von MKW und BTEX kontaminierten Bodenzonen getroffen.

2.2.3.1 Kontaminanten/ Metabolite

Zu den Indikatoren und Milieufaktoren mit potentieller Korrelation zu Selbstreinigungsprozessen gehören auch die Kontaminanten selbst.

Unterschiedliche organische Stoffe, im Falle eines kontaminierten Bodens z.B. auch Mineralölkohlenwasserstoffe oder aromatische Verbindungen, können von Mikroorganismen als Energie- und Kohlenstoffquelle zum Aufbau ihrer Zellsubstanz genutzt werden. Der Abbau dieser Ausgangsstoffe bis zu Kohlendioxid und Wasser unter Bildung von Biomasse wird als Mineralisierung bezeichnet. Voraussetzung für die Nutzung der Kohlenstoffquelle ist, dass die Schadstoffe in bioverfügbarer Form und in ausreichend hoher aber nicht toxisch wirkender Konzentration vorliegen (HOFFMANN & VIEDT 1998).

Bei der Betrachtung der **Kontaminanten** als Parameter ist damit vor allem von Interesse, inwiefern sich die **Konzentrationen** an **MKW** und **BTEX** sowie **Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination** auf die natürliche Selbstreinigung auswirken. Dabei muss unter anderem die Frage von Grenzwerten, ab denen die Kontaminanten toxisch wirken können, geklärt werden. **Metabolite** und Endprodukte sind Indikatoren für den Grad des biologischen bzw. chemischen Abbaus. Des Weiteren können **Begleitkontaminanten** (Co-Kontaminanten) wie z.B. Schwermetalle, PAK, PCB, Phenole Einfluss auf Abbau bzw. Transformation der Hauptkontaminanten nehmen.

2.2.3.1.1 Mineralöl-Kohlenwasserstoffe

Unter **MKW** werden im Allgemeinen die unter Normalbedingungen flüssigen Verarbeitungsprodukte der Rohöle wie Ottokraftstoffe, Diesel, Heizöl und die Produkte der weiteren Verarbeitung wie Motorenöle zusammengefasst (LFU 1991).

Mineralöle sind eine komplexe Mischung aus überwiegend Aliphaten, d.h. n-Alkanen (unverzweigte, **gesättigte Kohlenwasserstoffe**), n-Alkenen (unverzweigte, ein- oder mehrfach **ungesättigte Kohlenwasserstoffe**), iso-Alkanen (**verzweigte Kohlenwasserstoffe** mit mehr als 4 C-Atomen) sowie Cyclo-Paraffinen (Ringverbindungen mit mehr als 5 C-Atomen). Darüber hinaus enthalten die Mineralölkohlenwasserstoffe wechselnde Anteile an monozyklischen Aromaten wie Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol, die mit der Bezeichnung BTEX zusammengefasst werden (UMWELTBUNDESAMT 2000).

Der Dampfdruck und die Wasserlöslichkeit der **Aliphate** nehmen mit zunehmender Kettenlänge ab. Unverzweigte Aliphate sind leichter abbaubar als verzweigte oder cyclische Alkane. Durch die Abbauprozesse erfolgt im Laufe der Zeit eine Abnahme der Kettenlänge (UMWELTBUNDESAMT 2000). Die Be- oder Verhinderung des **mikrobiellen Abbaus** von MKW hängt somit nicht nur von der Konzentration, sondern auch der Kettenlänge ab. Die Aliphate werden mit Ausnahme von Methan nur aerob abgebaut (LFU 1991). Dabei erfolgt zunächst die Oxidation der Kohlenwasserstoffe durch Hydroxylasen zu Alkoholen, die weiter über Aldehyde zu Säuren umgesetzt werden. Diese Fettsäuren werden dann unter Energiegewinn stückweise weiter abgebaut (s. Abb. 2.1). Alkene können in Anwesenheit von Sauerstoff an der Doppelbindung angegriffen werden. Das entstandene Epoxid ist instabil und zerfällt über mehrere Zwischenstufen in Alkohole, Ketone und schließlich Säuren, die weiter abgebaut und mineralisiert werden können. Der Abbau von Cycloparaffinen erfordert die Zusammenarbeit von Mikroorganismen mit sich ergänzenden, ringspaltenden Enzymen (Synergismus). Dabei liefern die ersten Abbauschritte keine Energie, so dass zusätzlich abbaubare Substrate für Wachstum und Vermehrung benötigt werden (cometabolischer Abbau).

In der englischsprachigen Literatur werden für MKW die Begriffe TPH (total petroleum hydrocarbons) und HC (hydrocarbons) sowie seltener auch PHC (petroleum hydrocarbons) bzw. THC (total hydrocarbon) verwendet, die im Folgenden bei Konzentrationsangaben zu Differenzierung in Klammern angegeben werden.

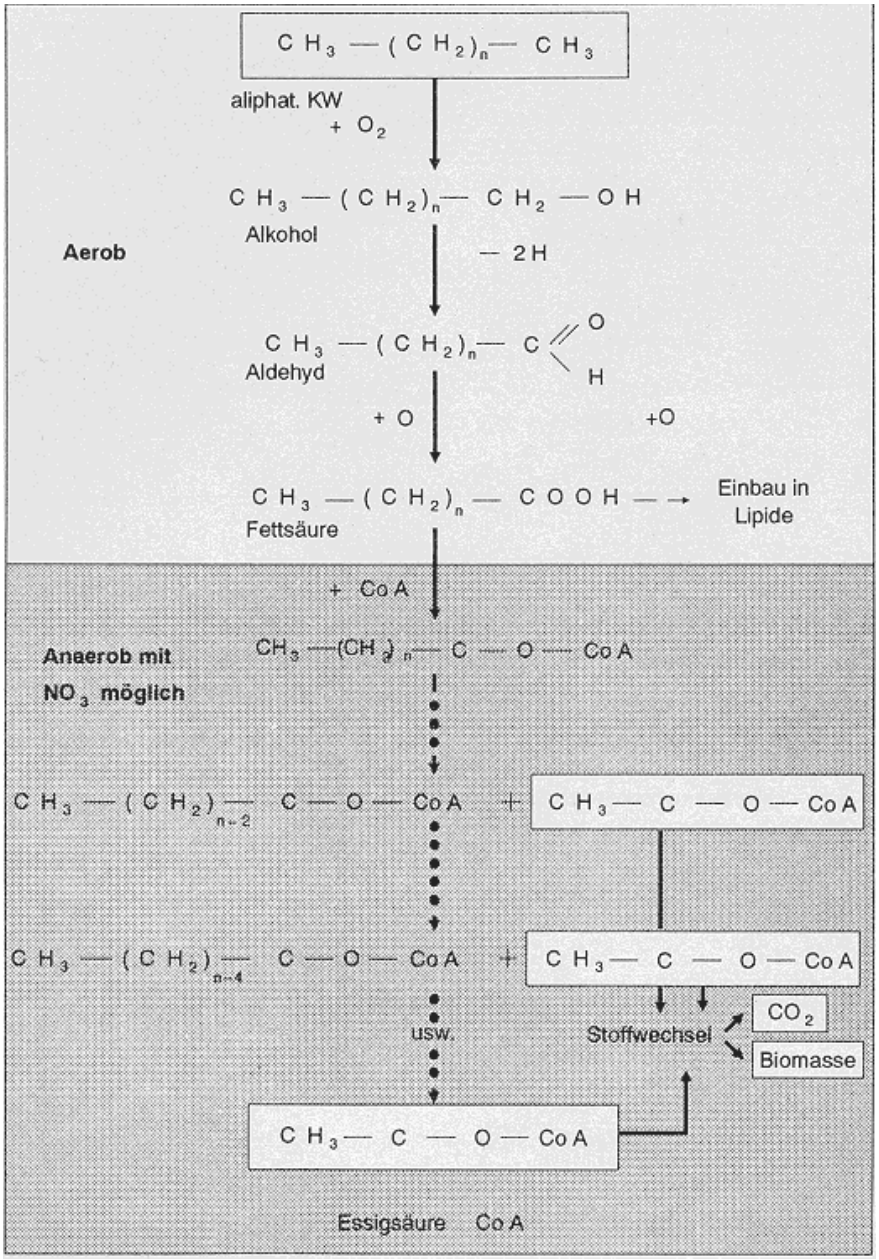


Abb.: 2.1: Mikrobieller Abbau von Aliphaten (aus LFU 1991)

Die Gehalte an MKW lagen in den ausgewerteten Veröffentlichungen für Untersuchungen an kontaminierten Standorten zwischen 1.000 und 22.000 mg/kg und bei Laborexperimenten bei max. 54.000 mg/kg MKW bzw. 61.500 mg/kg TPH. Bei der Dotierung von Bodenproben wurde mit Konzentrationen bis 300.000 mg Rohöl /kg Boden gearbeitet. Im Grundwasser wurden MKW-Konzentrationen bis 1.000 mg/l, in der Bodenluft bis 120 mg/l detektiert.

Eine Variation der MKW-Gehalte unter sonst gleichen Bedingungen wird nur selten vorgenommen. HUESEMANN & MOORE (1994) stellen bei Respirationstests deutliche Hemmeffekte bei einer Rohölkonzentration von 10 % im Boden gegenüber mit 5 % kontaminierten Proben

fest (Abb. 2.2). Im Vergleich zu einer mit 2 % Rohöl dotierten Probe wurde allerdings ein höherer Sauerstoffverbrauch gemessen. Auch bei MALINA & GROTENHUIS (2000) wirkten sich Kerosin-Konzentrationen von 35.000 mg/kg Sand nicht auf die ursprüngliche mikrobielle Population eines kontaminierten Standortes aus. Hemmeffekte auf den biologischen Abbau treten unter den getroffenen Versuchsbedingungen demnach erst bei extrem hohen MKW-Konzentrationen auf, die bei den meisten Kontaminationsfällen nicht erreicht werden.

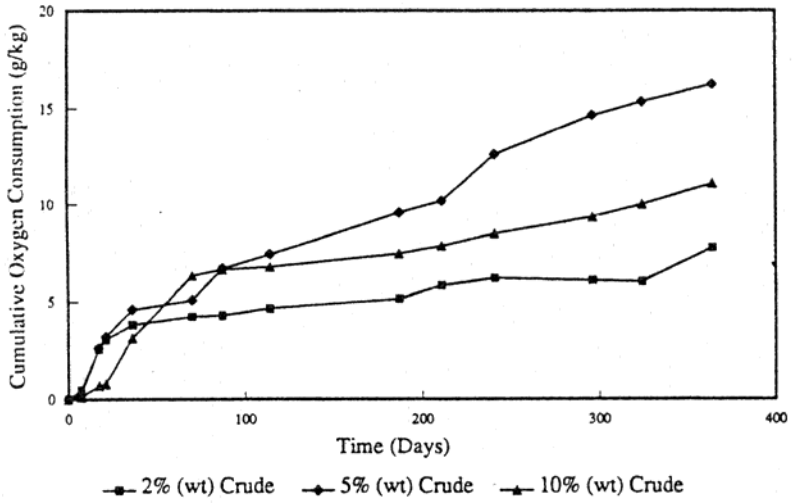


Abb. 2.2: Sauerstoffverbrauch (g/kg) während der Biodegradation von "California crude oil" (2 %, 5%, 10%) in 'Texas-Sand' (HUESEMANN & MOORE 1994).

Hemmeffekte gegenüber der biologischen Aktivität stellten auch NEUMANN-HENSEL (1999) auf einer Altlast (2,7 % MKW (DIN 38409-H 18) bzw. 5,4 % MKW (DIN 38409-H 17)) und in Laborversuchen (4 % MKW) fest. Da neben den Konzentrationen vor allem die Untersuchung artifizieller Labor-Einflüsse und das Alter der Kontamination im Vordergrund standen, wird die Veröffentlichung im Kapitel 'Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination' noch eingehender besprochen.

Aussagen zur Reproduzierbarkeit der Ergebnisse lassen sich aufgrund der geringen Datenlage kaum treffen. Unter Berücksichtigung der beschriebenen Ergebnisse können MKW-Konzentrationen größer als 4-5 % im Boden natürliche Selbstreinigungsprozesse negativ beeinflussen.

Für die Bestimmung von Mineralölkohlenwasserstoffen in Bodenproben steht die ISO/CD 16703 und die ISO TR 11046 zur Verfügung, wobei die ISO/CD 16703 lediglich den Bereich der Kohlenwasserstoffe zwischen C-10 und C-40 erfasst. Der prozentuale Anteil der Kohlenwasserstoffe mit Kettenlängen über C-40 wird als Summe getrennt angegeben. Validierte Verfahren für die Untersuchung organischer Einzelparameter in Feststoffproben liegen nach LABO (2002) zurzeit nicht vor. Die Messung der MKW-Konzentration in Sickerwasserproben erfolgt gem. BBODSCHV (1999) nach ISO TR 11046. LABO (2002) schlägt für Wasserproben die DIN EN ISO 9377 und DIN 34409-H 18 vor.

2.2.3.1.2 BTEX

In der Stoffgruppe **BTEX** werden in erster Linie die **aromatischen Kohlenwasserstoffe** Benzol, Toluol, Ethylbenzol und die Xylol-Isomere zusammengefasst. Sie enthalten nur ein aromatisches Ringsystem, das mit Ausnahme von Benzol durch Alkylgruppen substituiert ist (LFU 1991). Zu dieser Gruppe der Alkylbenzole zählen im erweiterten Sinne auch Styrol (Vinylbenzol), Cumol (Isopropylbenzol) und die Trimethylbenzol-Isomere (Hemimellithin, Pseudocumol, Mesithylen). BTEX sind in geringen Mengen in Erdöl (2-6 %) bzw. Erdölprodukten enthalten. Toluol und Xylol werden Kraftstoffen zur Verbesserung der Klopffestigkeit zugesetzt (MERTEN 1981). Cumol dient als Treibstoffzusatz für Flugbenzin.

Die Monoaromaten sind nicht mit Wasser mischbar und nur in geringen Konzentrationen löslich, wobei die Löslichkeit von Benzol zu Xylol zu Trimethylbenzolen deutlich abnimmt (LFU 1991). Aufgrund der relativ großen Flüchtigkeit breiten sich BTEX in der Gasphase aus und verteilen sich in der Bodenluft der ungesättigten Bodenzone (BOWLEN & KOSSON 1995).

Die biologische Abbaubarkeit nimmt innerhalb der BTEX-Aromaten ebenfalls mit zunehmender Zahl von Alkylsubstituenten, d.h. von Benzol über Toluol und Ethylbenzol zu Xylol, ab (LFU 1991). Auf Mikroorganismen haben BTEX eine vergleichbare inhibitorische Wirkung wie Alkane mit 5-9 C-Atomen. Toxische Schwellenkonzentrationen liegen für Benzol in wässriger Phase bei 100-200 mg/l, Toluol bei 30-200 mg/l und Xylol bei ca. 200 mg/l (LFU 1991).

Aerob werden BTEX in 3 Stufen metabolisiert: Umwandlung des Benzolringes unter Sauerstoffverbrauch in Brenzkatechin, Spaltung des Brenzkatechins und weitere Spaltung in Säuren und Aldehyde (LFU 1991). BTEX können auch anaerob mineralisiert werden. Der Abbau erfolgt sehr langsam, aber bereits teiloxidierte aromatische Verbindungen wie Phenole werden schneller metabolisiert. Bei o-Xylol kann lt. LFU (1991) der Abbau nur durch Mischkulturen von Mikroorganismen (Synergismus) und bei Nährstoffversorgung durch Co-Substrate erfolgen.

Die Halbwertszeiten in fester und wässriger Phase und der Biokonzentrationsfaktor (BCF) der einzelnen Alkylbenzole sind in Tabelle 2.5 zusammengestellt. Mit dem Biokonzentrationsfaktor (Quotient aus Stoffkonzentration im Biosystem und in wässriger Phase) wird die Verteilung einer Substanz zwischen Organismen und dem sie umgebenden Wasser ausgedrückt (KOCH 1995).

In den ausgewerteten Literaturquellen liegen die BTEX-Konzentrationen bei maximal 6.800 mg/kg in Säulenversuchen (LEE 1993) und 142 mg/kg an einem Altstandort (CAPUANO & JOHNSON 1996). Grundwasserbelastungen erreichten in Extremfällen BTEX-Gehalte bis zu 7.387 mg/l (BORDEN et al. 1995). Bodenluftgehalte lagen für Feldversuche kleiner ca. 50 mg/l (HERS et al. 2000), in Laborversuchen wurden Toluolkonzentrationen bis 120 mg/l Bodenluft gemessen (BAEHR & BAKER 1995).

Der Abbau von BTEX wurde in den Literaturquellen z.T. exemplarisch anhand von Toluol verfolgt. ALLEN-KING et al. (1994a, 1994b) stellen bei oberflächiger Dotierung von Bodensäulen (A-, B-, C-Horizonte) mit Toluol zunehmende Abbauraten mit Steigerung der Konzentration in der zugesetzten Lösung fest (3-56 mg/l). Die Toluol-Zugabe bewirkte eine Steigerung der Aktivität und Anzahl der Mikroorganismen (ALLEN-KING et al. 1996). Inhibitorische Effekte setzen nach MALINA & GROTENHUIS (2000) bei einer Toluol-Sättigung > 75 % in der Gasphase ein.

Tab. 2.5: Halbwertszeiten (nach HOWARD et al. 1991) und Biokonzentrationsfaktor (nach KOCH 1995) für Benzol, Toluol, Ethylbenzol, o-/m-/p-Xylol, Styrol und Trimethylbenzole

	Halbwertszeit Boden	Halbwertszeit Wasser	Biokonzentrations-faktor [lg BCF]
Benzol	5 - 16 Tage	10 Tage bis 2 Jahre	1,73
Toluol	4 - 22 Tage	1 - 4 Wochen	1,7
Ethylbenzol	3 - 10 Tage	6 - 228 Tage	2,3
o-Xylol	1 - 4 Wochen	0,5 - 12 Monate	2,4
m-Xylol	1- 4 Wochen	2 - 8 Wochen	2,4
p-Xylol	1 - 4 Wochen	2 – 8 Wochen	2,4
Styrol	2 - 4 Wochen	4 - 30 Wochen	2,7
Trimethylbenzole	1 - 4 Wochen	2 - 8 Wochen	keine Angabe

Bezüglich der Sorptionseigenschaften der verschiedenen Alkylbenzole stellt LEEDER-KAMANDA (2001) fest, dass Toluol etwa 1,5-fach und Xylol 2,8-fach häufiger an die Böden gebunden wird als Benzol. Ursache dafür ist die Abnahme der Wasserlöslichkeit und des Dampfdrucks von Benzol über Toluol bis Xylol.

BTEX-Konzentrationen werden gem. BBODSCHV (1999) in der Bodenluft nach VDI-Richtlinien (VDI 3865) und im Sickerwasser nach DIN 38407-F 9 nachgewiesen. DIN 38407-F 9 wird auch in der Analyse von Boden- und Grundwasserproben angewendet.

2.2.3.1.3 Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination

Wichtiger Bestandteil zur Beurteilung der Ausgangssituation ist neben den Konzentrationen an MKW und BTEX die Art, die Zusammensetzung und das Alter der Kontamination. Dabei handelt es sich bei der **Art der Kontamination** um die Frage, wie die Schadstoffe vorliegen,

also ob sich die Schadensquelle in der ungesättigten oder gesättigten Bodenzone und in welcher Tiefe befindet, in welchem Umfang die vertikale Ausbreitung fortgeschritten ist und wie hoch die ursprüngliche Schadstoffmenge gewesen ist. Neben Messungen kann hier die Aktenrecherche wichtige Aufschlüsse geben. **Das Alter einer Kontamination** ist im Hinblick auf Abbau- und Umwandlungsprodukte der Stoffe wichtig. Junge Kontaminationen weisen weniger Abbauprodukte als alte Verunreinigungen auf. Bei alten Kontaminationen kann möglicherweise nur aufgrund der vorfindbaren Umwandlungsprodukte auf das ursprüngliche Stoffinventar geschlossen werden.

Die **Zusammensetzung** einer MKW-Kontamination beeinflusst die Abbaugeschwindigkeit. Dies erklärt sich über die unterschiedlichen Kettenlängen verschiedener Treibstoffe und Öle. Leichtflüchtige MKW mit einer Kettenlänge von 5 bis 11 C-Atomen stammen überwiegend aus Benzin, während die mittelflüchtigen Alkane mit 9 bis 23 C-Atomen Dieselkraftstoffe und Heizöle repräsentieren. Nicht degradierte Dieselkraftstoffe zeigen ein Maximum bei C_{13}-C_{15}-Alkanen (ALTMANN 1993).

N-Alkane mit mittleren Kettenlängen (C_{10}-C_{18}) sind leichter abbaubar als kurz- oder langkettigere Alkane (MILLER 1995, LFU 1991, HOFFMANN & VIEDT 1998). Folgende Ursachen liegen diesem Effekt zu Grunde: i) Der Abbau kurzkettiger Kohlenwasserstoff-Verbindungen ist beschränkt auf einige Spezialisten unter den Mikroorganismen. ii) Die schlechte Wasserlöslichkeit der langkettigen Verbindungen hemmt wiederum das mikrobielle Aufnahmevermögen und damit den biologischen Abbau. Niedermolekulare aliphatische Kohlenwasserstoffe, wie z.B. Hexan, stellen meist nur in hohen Konzentrationen, vor allem direkt nach Schadensfällen, ein Problem für die Umwelt dar (RIPPER et al. 1993). Verzweigte Alkane werden in der Regel langsamer abgebaut als unverzweigte (BOSSERT & COMPEAU 1995). Inwiefern sie sich als persistent erweisen hängt vom Verzweigungsgrad ab. Insbesondere die im Erdöl vorkommenden Isoprenoide, wie Pristan und Phytan, werden als abbaubar angesehen (FRITSCHE 1998).

SONG et al. (1990) verwenden in ihren Säulenversuchen Dieselöl (Kettenlängen C_9-C_{23}) mit einem hohen Anteil an aromatischen Komponenten (45 %) gegenüber den gesättigten (53,7 %) und polaren (1,3 %) Verbindungen, Heizöl (Kettenlängen C_9-C_{22}, 32,9 % aromatische, 62,5 % gesättigte und 1,9 % polare Verbindungen), Flugbenzin (Kettenlängen C_9-C_{17}, 15,7 % aromatische, 83,0 % gesättigte und 1,3 % polare Verbindungen) und einen nicht weiter analysierten bleifreien Kraftstoff (Kettenlängen C_9-C_{22}). Unter Variation der Konzentration der Kontaminanten, der Bodenart, der Temperatur und der Nährstoffzufuhr wird für alle Versuchsbedingungen ein schnellerer biologischer Abbau von bleifreiem Benzin und Flugbenzin gegenüber Heizöl und Dieselöl festgestellt. Die MKW-Halbwertszeiten lagen in Dieselöl- und Heizöl-kontaminierten Bodensäulen deutlich höher als in denen mit Flugbenzin und bleifreiem Benzin. Anfänglich hohe und mit der Zeit abnehmende Abbauraten können nicht nur durch die Verringerung der Gesamtgehalte im Substrat, sondern auch durch den anfänglichen Abbau leichter Kohlenwasserstoffe und den Verbleib schlechter abbaubarer, schwerer Kohlenwasserstoffe erklärt werden.

HUESEMANN & MOORE (1994) stellen anhand von Respirationstests einander den Abbau von zwei verschiedenen Rohöltypen mit einer Konzentration von jeweils 5 % im Boden gegenüber. Das niedermolekulare (leichte) "Michigan crude oil" (American Petroleum Institute/API gravity 39; entspricht ρ = 0,8299 g/ml) zeigte einen höheren Sauerstoffverbrauch als das hochmolekulare (schwere) "California crude oil" (API gravity 21; entspricht ρ = 0,9279 g/ml). (Abb. 2.3).

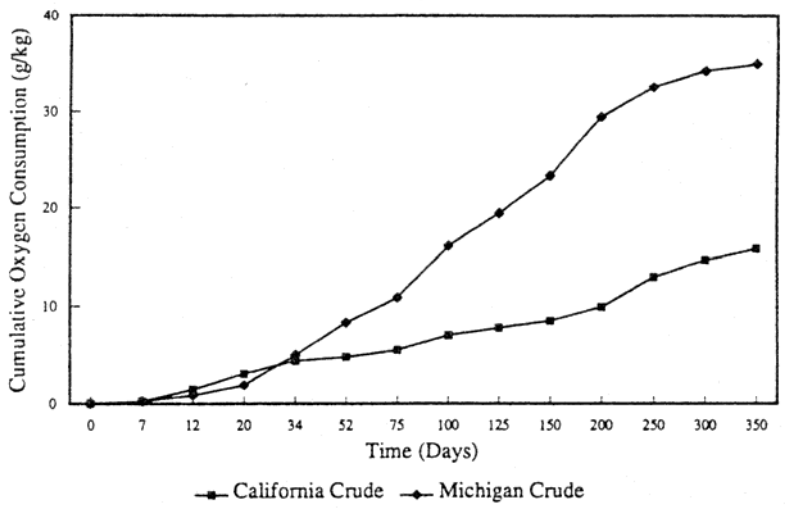


Abb. 2.3: Sauerstoffverbrauch bei der Biodegradation von "California crude oil" und "Michigan crude oil" (5 %) in Texas Sand (HUESEMANN & MOORE 1994)

Einen fast vollständigen Abbau von geraden und verzweigten Kohlenwasserstoffketten (C_{15}-C_{35}) zeigten ein Rohöl-kontaminierter Boden und ein im Labor mit Motoröl-dotierter Sand-Lehm-Boden (HUESEMANN 1995b). Dicyclische Verbindungen wurden in beiden Fällen zu 75 % abgebaut.

MCMILLEN et al. (1995) ermittelte bei Laborversuchen mit kontaminierten Böden während der Biodegradation eine Verschiebung des Verhältnisses von gesättigten zu aromatischen zu polaren Verbindungen. Das Verhältnis unverzweigter zu verzweigten Alkanen, hier Isoprenoiden (C^{17}/ Pristan bzw. C^{18}/ Phytan) ist nach den Autoren ein guter Indikator zur Einschätzung des biologischen Abbaus in frischen Kontaminationen. Allerdings setzt in den Versuchen bereits nach 5 Wochen auch ein Abbau der Isoprenoide ein.

Gegenüber frischem Dieselöl nimmt die Konzentration der n-Alkane in physikalisch verwitterten Ölen ab (ASHLEY et al. 1994). In Abb. 2.4 sind die Konzentrationsveränderungen durch physikalische Prozesse und die Kombination aus physikalischen und biologischen Prozessen dargestellt. Bei Alkanen mit einer Kettenlänge von 8 bis 15 C-Atomen treten physikalische Effekte wie Verflüchtigung und Löslichkeit deutlicher hervor als bei den länger-

kettigen Alkanen. Bei den C_{12}-C_{26}-Alkanen wird eine deutliche Abnahme der Gesamtkonzentration erst unter Einwirkung biologischer Abbauprozesse beobachtet.

In einer Testbatterie wurden das natürliche Abbaupotential von Mineralölprodukten und das ökotoxikologische Restrisiko von MKW unter Berücksichtigung artifizieller Effekte untersucht (NEUMANN-HENSEL 1999). Bei künstlicher Kontamination verursachte das konzentrierte Mehrbereichsöl eine Aktivitätssteigerung der standorteigenen Biozönose. Unter natürlichen Bedingungen dagegen wird die Aktivität der autochtonen Mikroflora durch das Mineralöl gehemmt (anfänglich zu 50 %), wobei über den Untersuchungszeitraum die Hemmeffekte aufgrund der Anpassung an das Substrat bzw. durch Abnahme der MKW-Konzentrationen abnehmen. Die Versuche verdeutlichen die Problematik der Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf natürliche Bedingungen an kontaminierten Standorten.

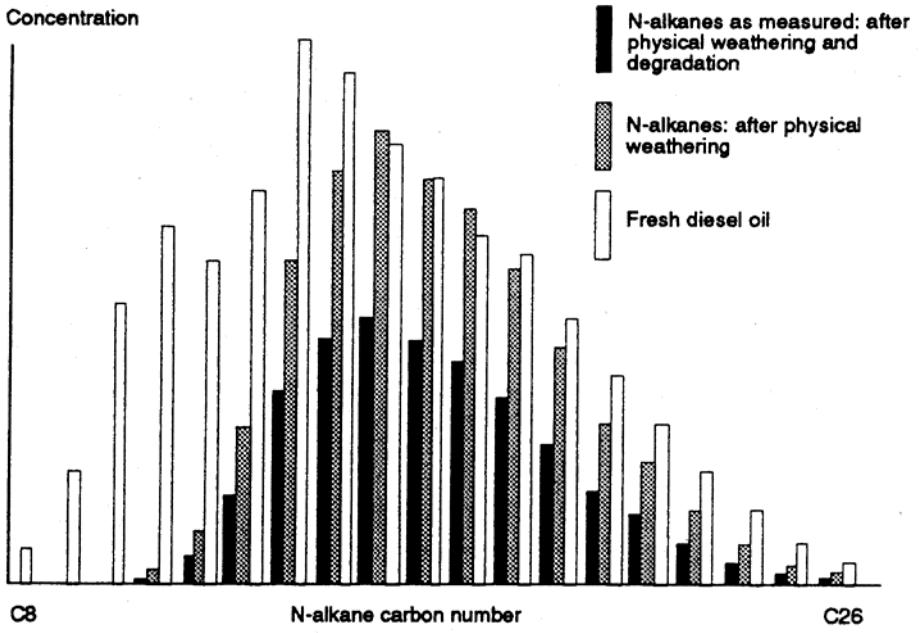


Abb. 2.4: Rekonstruktion der unverwitterten Dieselölkomponenten (nach Ashley et al. 1994)

Im Vergleich einer hochkontaminierten Altlast (2,7 % MKW (DIN 38408-H 18) bzw. 5,4 % MKW (DIN 38409-H 17)) und eines unkontaminierten Standortes (0,03 % MKW (DIN 38408-H 18) bzw. 0,14 % MKW (DIN 38409-H 17)) zeigte sich, dass die Bioaktivität in den belasteten Proben gegenüber den unbelasteten nicht gesteigert wurde (NEUMANN-HENSEL 1999). Dies liefert einen Hinweis darauf, dass die gut abbaubaren Komponenten in der hochkontaminierten Altlast bereits abgebaut waren. Biotests im Boden zeigten für die belasteten Proben eine Hemmung der biologischen Aktivität größer 90%.

MALINA & GROTENHUIS (2000) schließen von der Beobachtung, dass "verwittertes" Kerosin von einem kontaminierten Standort beim mikrobiellen Abbau weniger Kohlendioxid produziert als "frisches" Kerosin, auf eine geringere Bioverfügbarkeit der Mineralölkohlenwasserstoffe und/oder auf toxische Effekte durch Begleit-Kontaminationen.

Zusammenfassend ist für den Parameter Kontaminationen festzustellen, dass eine **Identifizierung der Kohlenwasserstoffe** (n-Alkane, Kettenlänge, etc.) und der absoluten Konzentrationen an MKW und BTEX im Boden sowie ein Monitoring der Gehalte in potentiellen Austragspfaden wie Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser die Basis zur Beurteilung der Effektivität von natürlichen Selbstreinigungsprozessen an einem Standort stellt. Die Bestimmung der Kohlenwasserstoff-Kettenlängen in den MKW-Kontaminationen ist sinnvoll zur Einschätzung der Verfügbarkeit, der toxischen Wirkung auf die Mikroorganismenflora und möglicherweise zur Rekonstruktion der ursprünglichen Schadstoffzusammensetzung.

2.2.3.1.4 Metabolite

Dem oben beschriebenen idealen mikrobiellen Abbau von MKW und BTEX bis zu Kohlendioxid und Wasser steht die biologische Transformation, d.h. der Teilabbau zu so genannten **Metaboliten** gegenüber. Je nach chemischen Charakteristika dieser Zwischenprodukte kann zwischen geeigneten Metaboliten, die besser abbaubar oder weniger toxisch sind als die Ausgangsverbindungen, und toxischen Metaboliten unterschieden werden (HOFFMANN & VIEDT 1998).

Beim Abbau von MKW entsteht ein breites Spektrum an Abbauprodukten, die analytisch als Einzelsubstanzen nicht fassbar sind. Die Kettenlängen können mittels eines **Kohlenwasserstoff-Screenings** ermittelt werden. Die charakteristischen Metabolite beim Abbau von BTEX und anderen Alkylbenzolen sind in Tabelle 2.6 zusammengestellt.

Für die ungesättigte Bodenzone liegen kaum Literaturquellen über die Metaboliten-Bildung beim Abbau von MKW und BTEX vor. Den Einfluss wasserlöslicher Metabolite auf die Bodentoxizität beschreiben NEUMANN-HENSEL (1999, vgl. Kap. 2.2.3.1.3). Während im Untersuchungszeitraum die Hemmeffekte der MKW-Konzentrationen im Boden abnehmen, wird eine zunehmend inhibitorische Wirkung auf das Algenwachstum im Eluat beobachtet, die auf die Bildung von Metaboliten zurückgeführt werden kann, die gegenüber einzelnen Organismengruppen (wie z.B. Algen) toxisch wirken.

Tab. 2.6: Zusammenstellung der Kontaminanten 'Alkylbenzole' und ihrer Metabolite (nach KOCH 1995)

Kontaminanten	Metabolite
Benzol	Brenzkatechin, Muconsäure
Toluol	Benzylalkohol, Benzaldehyd, Benzoesäure, Brenzkatechin
Ethylbenzol	2-Ethylphenol
o-Xylol	2,4 Dimethylphenol
m-Xylol	2,4 Dimethylphenol
p-Xylol	2,4 Dimethylphenol
Styrol	Benzaldehyd, Formaldehyd, Benzylalkohol
Cumol	nicht angegeben
Trimethylbenzol-Isomere	nicht angegeben

TOTSCHE & KÖGEL-KNABNER (2000) halten für die Anwendung von Natural Attenuation in der Sanierungspraxis neben dem Monitoring der Abbauprozesse einen Nachweis über die weitere Ausbreitung eines Schadstoffs und der potentiell toxischen Metabolite für dringend erforderlich. Umwandlungsprozesse können zu stärker wasserlöslichen und damit hoch-mobilen Zwischenprodukten führen, die in kurzen Zeiten erhebliche Distanzen überwinden. Mit der Erfassung des Metaboliten-Austrages können nach TOTSCHE & KÖGEL-KNABNER (2000) die Parameter des Transports, Abbaus und ihrer gegenseitigen Beeinflussung unter natürlichen ungesättigten Fließbedingungen quantifiziert werden.

Da über den Verbleib und die Bedingungen der Remobilisierung der Metabolite wenig Material vorliegt, halten HOFFMANN & VIEDT (1998) eine Begleitanalyse über das Langzeit-verhalten und das Risiko einer erneuten Freisetzung der Metabolite unter bestimmten Randbedingungen für unumgänglich.

Zusammengefasst bilden die Metabolite einen wichtigen Indikator für den Grad biologischer bzw. chemischer Transformation. Nach Auswertung der untersuchten Literaturquellen liegen keine Erkenntnisse über den Einfluss der Metabolite als Parameter auf weitere Abbauprozesse (hemmende oder stimulierende Wirkung) vor. So wurden beispielsweise keine so genannten 'dead-end'-Produkte beschrieben. Insbesondere wegen der bisher unzureichenden Erkenntnisse über die Bildung von Zwischenprodukten beim Abbau von Mineralölverunreinigungen in der ungesättigten Bodenzone und den Transport mit dem Sickerwasser, stellen die Gehalte verschiedener Metabolite eine wichtige Messgröße für natürliche Selbstreinigungsprozesse dar. Dies setzt allerdings voraus, dass sie mit vertretbarem Aufwand analytisch fassbar sind, wie dies z.B. für Benzoesäure der Fall ist.

2.2.3.1.5 Begleitkontaminationen

Begleitkontaminationen (Co-Kontaminanten) können den Abbau bzw. die Transformation von MKW und BTEX beeinflussen. Auf Altlasten, wie z.B. im Falle kontaminierter militärischer Liegenschaften gezeigt, kann das begleitende Schadstoffspektrum Schwermetalle, Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) oder Phenole umfassen (u.a. UMWELTBUNDESAMT 1998, UMWELTBUNDESAMT 1997). Die Begleitverunreinigungen können entweder die am Abbau beteiligten Mikroorganismen hemmen oder ein Konkurrenzsubstrat für die Hauptkontaminanten darstellen. Besondere Bedeutung haben hier die Schwermetalle, die in hohen Konzentrationen den Abbau organischer Substanzen behindern.

In der durchgeführten Literaturrecherche wurden keine Untersuchungen gefunden, die sich unmittelbar mit dem Einfluss von Begleitverunreinigungen auf natürliche Selbstreinigungsprozesse von MKW oder BTEX beschäftigen. Exemplarische Deklarationsanalysen können Aufschluss über potentielle Co-Kontaminanten liefern und im Einzelfall eine weitere Überprüfung des Schadstoffspektrums auf die Abbaubarkeit nach sich ziehen.

2.2.3.2 Hydrogeologische Standortparameter

Die hydrogeologische Beschreibung eines Standortes bildet die Basis zur Evaluation natürlicher Rückhalte- und Selbstreinigungsprozesse. Dabei müssen sowohl die **Hydrogeologie** der ungesättigten Bodenzone (Sicker- und Kapillarwasser), als auch die Hydrogeologie der gesättigten Bodenzone (Grundwasser) mit ihren unterschiedlichen Einflüssen auf Verteilung und Austrag von Kontaminanten betrachtet werden. Die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone für den Grundwasserleiter hängt unter anderem von der Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung und der Sickerwasserrate ab (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2001).

Die unterschiedliche Wasserzufuhr in den Boden und die Wasserverluste werden unter dem Begriff '**Bodenwasserhaushalt**' zusammengefasst (HÖLTING 1996). Das Bodenwasser wird über die Niederschläge, den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser und in geringem Maße über die Kondensation aus der Atmosphäre ergänzt. Der Grundwasserkörper beginnt definitionsgemäß dort, wo Wasser die Hohlräume des Untergrundes zusammenhängend ausfüllt.

Die so genannte hydrologische Grundgleichung gibt die quantitative Wasserbilanz eines Gebietes mit horizontaler Oberfläche über einen längeren Zeitraum an (HÖLTING 1996):

Niederschlag = ***Evapotranspiration*** + ***Sickerwasser*** *(+ Vorratshaltung)*

In der vereinfachten Bilanzgleichung bleiben Oberflächen- und Hangwasser sowie Kapillarwasseraufstieg unberücksichtigt. In Deutschland ist die Wasserbilanz für die meisten Regionen positiv, d. h., dass der Niederschlag größer als die Verdunstung ist und Sickerwasser anfällt. Der Übergang des in den Boden infiltrierten Wassers von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone wird als Grundwasserneubildung bezeichnet.

Zur Beurteilung des Wasserhaushaltes von Böden wird häufig auch der Begriff 'Feldkapazität' verwendet. Verkürzt dargestellt entspricht die Feldkapazität der Wassermenge, die ein Boden maximal in ungestörter Lagerung gegen die Schwerkraft zurückhalten kann (HÖLTING 1996). Konventionell handelt es sich um den Wassergehalt 2-3 Tage nach voller Wassersättigung z.B. durch Regenfälle.

2.2.3.2.1 Grundwasser-Flurabstand / Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone

Als **Grundwasser-Flurabstand** wird der lotrechte Höhenunterschied zwischen einem Punkt der Erdoberfläche und dem Grundwasserspiegel des obersten Grundwasserstockwerkes bezeichnet (HÖLTING 1996). Der Parameter kann entweder bei der Entnahme von Wasserproben über das Einmessen der Grundwasserpegel oder bei Entnahme von Bodenproben über das erste Auftreten wassergesättigter Sedimente bestimmt werden. Ab der Obergrenze des geschlossenen Kapillarsaumes zerfließen sandige und schluffige Sedimente beim leichten Anschlagen der Bohrsonde (HARTGE & HORN 1992).

Der Grundwasser-Flurabstand entspricht der Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone inklusive der Kapillarzone (siehe auch BOULDING & GINN 2004). Aus hydrologischer Sicht fungiert die ungesättigte Zone als Zwischenglied zwischen dem atmosphärischen Wasser und dem Grundwasserspeicher (AHL et al. 1996). Der Wasserhaushalt des Bodens mit seiner Zu- und Abfuhr und der Vorratsänderung kann bilanzmäßig unter Berücksichtigung der Klimadaten erfasst werden (s. hierzu auch Kap. 2.3.4.3 'Niederschlagsmenge'). Der Flurabstand kann je nach Jahreszeit und Niederschlagsmenge an der gleichen Messstelle stark schwanken (HÖLTING 1996).

In den ausgewerteten Literaturquellen zur Biodegradation von MKW und BTEX sind die Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone meist kleiner 5-7 m (LAHVIS et al. 1999, DAVIS et al. 1998a, BOKS et al. 1990, REICHERT et al. 1998, HERS & GILJE 1998, HERS et al. 2000, LAHVIS & BAEHR 1996, ZEYER et al. 1999, OSTENDORF & KAMPBELL 1991). Selten werden Grundwasserpegel von z.B. 15-18 m (CAPUANO & JOHNSON 1996) oder 24-30 m (ASHLEY et al. 1994) gemessen. Die Auswirkungen des jeweiligen Grundwasserflurabstandes auf den biologischen Abbau werden nicht weiter beschrieben.

Bei großen Mächtigkeiten der ungesättigten Bodenzone (> 30 m) wird nach numerischen Simulationen von KLENK (1999) die Ausbreitung der Kontaminanten in der Bodenluft durch biologische Abbauprozesse deutlich eingeschränkt, so dass bei einer Schadensquelle in den oberen Bodenmetern nur bei hochpermeablen Böden geringe Konzentrationsmengen in das

Grundwasser gelangen können. Bei Mächtigkeiten kleiner 6 m liegen die theoretischen Bodenluftkonzentrationen unabhängig von der Art des Kraftstoffs nahe der Sättigung.

Auf den von JIN et al. (1994) untersuchten Zusammenhang von Bodenmächtigkeit und Schadstoffverflüchtigung mit der Bodenluft wird im Kapitel 'Schichtmächtigkeit' (Kap. 2.2.3.3.2) näher eingegangen, da die hydrogeologischen Einflüsse in den Versuchen nicht weiter berücksichtigt werden.

DAVIS et al. (2003) konstatieren bei Säulenversuchen mit Dieselkraftstoff kontaminiertem Boden eine Zunahme der Abbauraten mit Absinken des Wasserspiegels. In der gesättigten Zone scheint bei ihren Versuchen die Verfügbarkeit von Sauerstoff als Elektronenakzeptor deutlich geringer zu sein als im ungesättigten Bodenbereich.

Die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone ist eine Kenngröße zur Beurteilung der potentiellen Grundwassergefährdung durch den vertikalen Austrag von Kontaminanten mit dem Sickerwasser. Große Grundwasserflurabstände führen zu einer längeren Aufenthaltszeit und damit erhöhten Reaktionszeit der Kontaminanten im Boden. Bei geringen Mächtigkeiten der ungesättigten Zone ist mit erhöhtem Schadstoffaustrag ins Grundwasser zu rechnen. Damit können sich je nach Grundwasserflurabstand die Anteile an biologischem Abbau gegenüber denen des Sickerwasseraustrages verschieben. Eine weitere Quantifizierung des Effektes ist anhand der vorliegenden Literaturquellen nicht möglich.

Bei einer Schadensquelle an der Bodenoberfläche oder oberhalb des Grundwasserspiegels kann der Grundwasserflurabstand in Zusammenwirken mit Sickerwasserrate, Bodenart, Horizontierung etc. als Parameter dienen, um die Aufenthaltszeit und damit den überwiegend aeroben Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Zone bis zum Übergang ins Grundwasser abzuschätzen.

2.2.3.2.2 Sickerwasserrate

Als wichtiger Indikator für die Kontaminationsverteilung in der ungesättigten Bodenzone und den Austrag der Schadstoffe in den Aquifer fungiert die **Sickerwasserrate**.

Das durch Niederschläge dem Boden zugeführte Wasser wird zum Teil in den Poren gegen die Einwirkung der Schwerkraft fest gehalten und zum Teil bei Überschreiten der maximalen Wasserhaltekapazität als Sickerwasser in tiefere Zonen bis zum Grundwasser verlagert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Dabei wird bereits im Boden vorhandenes Wasser durch das Sickerwasser verdrängt und damit selbst zum Sickerwasser. Die jährliche Sickerwasserrate ist nach der oben aufgeführten hydrologischen Grundgleichung hauptsächlich abhängig von Niederschlagsmenge und Evapotranspiration. Je geringer die Sickerwasserrate ist, desto länger ist auch die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone und desto stärker können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam

werden und den Schadstoffeintrag ins Grundwasser verringern (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2001).

Die in der Literatur angegebenen Sickerwasserraten variieren in weitem Maße. Die Sickerwasserrate in Abhängigkeit vom Niederschlag und von verschiedenen Boden- und Bewuchsarten ist in Abb. 2.5 dargestellt. Für einen jährlichen Niederschlag von z.B. 800 mm liegen demnach die Sickerwasserraten in einem Sandboden bei 72 % des Jahresniederschlags ohne bzw. mit spärlichem Bewuchs und bei 56 % des Jahresniederschlags mit Bewuchs.

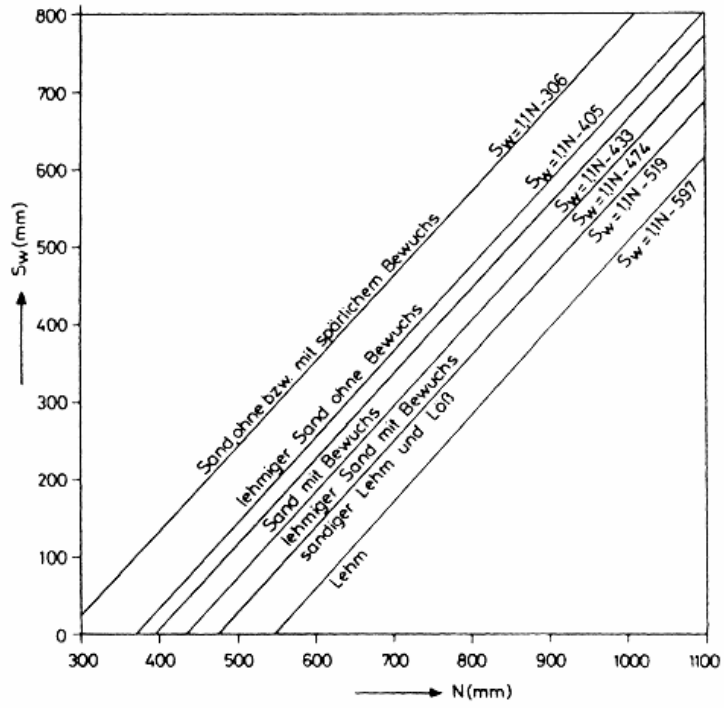


Abb. 2.5: Sickerwasser (S_w) in Abhängigkeit vom Niederschlag (N) bei verschiedenen Boden- und Bewuchsarten (aus DYCK & CHARDABELLAS 1963, zit. in HÖLTING 1996)

KLEIN (2000, zit. in TRAPP 2000) stellt in einer Lysimeterstudie bei einem durchschnittlichen Niederschlag von 834 mm/a eine Sickerwasserrate von 404 mm/a (48 %) unter Grasbewuchs, 208 mm/a (25 %) unter Eichen und 134 mm/a (16 %) unter Kiefern fest. Nach TRAPP (2000) versickert in mitteleuropäischen Laubwäldern nach Abzug des Evapotranspirations-/Interzeptionsverlusts ca. ein Drittel des Gesamtniederschlages. Ähnliche Sickerwasserraten geben Ahl et al. (1996) mit 21 % des Niederschlages für Lössboden und 30 % für Wald auf Lössboden an.

TOUSSAINT (1988, zit. in LFU 1991) gibt mit der Korngröße abnehmende Durchsickerungsgeschwindigkeiten an (Sand 20 mm/h, sandiger Schluff 10-20 mm/h, sandig-toniger Schluff 5-10 mm/h, Ton 1-5 mm/h).

GRIFOLL & COHEN (1996) stellen für einen oberflächlich mit Benzol kontaminierten Lehmboden den abwärtsgerichteten Wassertransport und damit einen Anstieg der Benzol-Konzentrationen mit der Profiltiefe während einer simulierten Regenperiode (hypothetische Niederschlagsmenge 375 mm/a) dar (s. Kap. 2.2.3.4.3 'Niederschlagsmenge').

KLENK & GRATHWOHL (2000) vergleichen den Abbau von bleifreiem Benzin ohne Einfluss des Sickerwassers und mit einer Sickerwasserrate von 200 mm/a. Ohne Sickerwasser werden 74-78 % der Kohlenwasserstoffe in die Atmosphäre ausgegast und 22-26 % biologisch abgebaut. Mit einer Sickerwasserrate von 200 mm/a kommt es auf Grund der relativ geringen Sickerwassergeschwindigkeit zu keiner signifikanten zusätzlichen Verlagerung der Aliphaten in größere Tiefen. Bei den alkylierten Monoaromaten tritt allerdings eine geringe Verlagerung und bei BTEX und Kraftstoffzusätzen eine signifikante Verlagerung mit der Tiefe auf.

Mahro (1999) bilanzierte den Austrag von PAK mit dem Sickerwasser anhand der von Pfeifer et al. (1999) ermittelten Eluatwerte aus Säulenversuchen (15-60 mg PAK /kg Boden bei einem Wasser-Feststoffverhältnis von 100:1). Unter der Annahme, dass max. die Hälfte des Regenwassers (durchschnittliche Niederschlagsmenge von 800 l/m² a) nach Abzug von Verdunstung und Abfluss zu Sickerwasser wird, ergibt sich eine jährlich anfallende Sickerwassermenge von 400 l/ m². Bei einer Sickerwasserstrecke von 3 m findet zwar ein Austrag von in diesem Falle PAK statt, eine vollständige Elimination ausschließlich auf diesem Wege würde aber 1125 Jahre dauern. Für die Kontaminanten MKW und BTEX wurden ähnliche Modellrechnungen leider nicht aufgestellt.

Die residuale Konzentration leicht flüchtiger Schadstoffe ist stark durch die Sickerwassermenge beeinflusst (DROR et al. 2002). Mit verstärkter Wasserzufuhr nehmen zum einen die Auswaschung von Kontaminanten aus der ungesättigten Bodenzone und damit der Eintrag ins Grundwasser zu und zum anderen wird der freie Porenraum reduziert und damit der Gastransport gehemmt.

Die Sickerwasserrate ist eine wichtige physikalische Einflussgröße für den Transport und die Verteilung von Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone sowie in Abhängigkeit von der Wirksamkeit der Rückhalte- und Selbstreinigungsprozesse für den Austrag der Schadstoffe ins Grundwasser. Eine quantitative Präzisierung des Effekts kann mit Hilfe der Feldtensiometrie in Verbindung mit der Wassergehalts/Wasserspannungs-Charakteristik durch Bestimmung vertikaler Wasserscheiden erreicht werden, unterhalb derer die Wasserbewegung in Richtung des Grundwassers stattfindet (SCHLICHTING et al. 1995). Eine weitere Methode zur Bestimmung der Sickerwasserrate stellt die Anwendung der *Bodenwasserhaushaltsgleichung* dar. Eine Übersicht bzw. Klassifikation der Fülle von den hier zu erhebenden Messdaten findet sich in Kartieranleitungen der Landesämter für Bodenforschung, Praktikumsanweisungen sowie DIN-Normen (AG BODEN 1995, SCHLICHTING et al. 1995, DIN 4220). Eine ungefähre Abschätzung der Sickerwasserrate erlaubt auch die Bestimmung des Grobporenvolumens, da nur in diesen Poren das Matrixpotential durch die Gravitationskraft überwunden wird, wodurch das Wasser versickern kann (HARTGE & HORN 1999). Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser können durch die

Entnahme von Sickerwasserproben mittels Saugkerzen erfasst werden (DVWK 1990, HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2001).

2.2.3.2.3 Grundwasserneubildungsrate

Die **Grundwasserneubildungsrate** [l/s·km²] ergibt sich aus dem Volumen des von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone infiltrierenden Wassers pro Fläche und Zeitspanne (HÖLTING 1996). Bei der definierten Fläche handelt es sich um das unterirdische Einzugsgebiet, das durch unterirdische Wasserscheiden begrenzt wird und dementsprechend nicht immer mit dem oberirdischen Grundwassereinzugsgebiet identisch ist. Die Grundwasserneubildungsrate kann direkt durch den Einsatz von Lysimetern (MATTTHEß & UBELL 1983) oder indirekt mit Hilfe des Bodenwasserhaushaltes (Wassergehalt, Wasserspannung) oder im Rahmen von Grundwassermodellierung bestimmt werden. Für die Berechnung der Grundwasserneubildungsrate über die Wasserhaushaltsgleichung müssen mit einem erheblichen Untersuchungsaufwand die Parameter Niederschlag, oberirdischer Abfluss, Verdunstung, Rücklage-Aufbrauch und Grundwasserzustrom/-abstrom ermittelt werden (HÖLTING 1996). Für verschiedene Lockergesteine gibt HÖLTING (1996) bei jährlichen Niederschlagshöhen von 700-800 mm eine Grundwasserneubildungsrate aus verschiedenen Untersuchungsmethoden von 4,9-8,8 l/s·km² an. Sand, Löss und Lehm ergaben dabei eine Rate von 7,9 l/s·km².

Für die Auswertung der natürlichen Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone ist die Grundwasserneubildungsrate von sekundärer Bedeutung. Vielmehr spielt sie wie oben erläutert beim Austrag von Kontaminationen aus der ungesättigten Bodenzone über den Sickerwasserpfad eine Rolle. Die Ermittlung der Sickerwasserrate liefert gleichzeitig Daten über die Grundwasserneubildungsrate.

2.2.3.2.4 Kapillarkraft

Durch Kapillarkräfte kann Wasser entgegen den Einflüssen der Schwerkraft im Boden gespeichert und bewegt werden. Der **kapillare Aufstieg des Wassers** wird durch Verdunstung an der Bodenoberfläche (Evaporation) oder durch Wasserentzug durch Pflanzen (Transpiration) hervorgerufen.

Bei dem im Boden verbleibenden Wasser können Adsorptions- und Kapillarwasser unterteilt werden. Adsorptionskräfte entstehen zwischen Festsubstanzen und Wassermolekülen. Das Adsorptionswasser umhüllt dabei die feste Oberfläche des Bodenkorns, während das Kapillarwasser durch das Zusammenwirken von Adhäsions-, Kohäsions- und Gravitationskräften ganze Porenanteile in Abhängigkeit vom Wassergehalt füllt und an der Schnittstelle zur Gasphase Menisken ausbildet. Je höher der Wassergehalt eines Bodens ist, umso mehr überwiegt die kohäsive Bindung gegenüber der adsorptiven. Je kleiner der Durchmesser der kapillaren Hohlräume ist, umso stärker ist die Bindung des Wassers.

Das Wasser im Boden wird von einer Saugspannung gehalten, die abhängig von der Größe der Porendurchmesser ist (WILD 1995). Als Maß für die aufwärtsgerichtete Wasserbewegung gilt in ungesättigten Böden das **Matrixpotential**, das auch als Kapillarpotential bezeichnet wird. Tabelle 2.7 gibt eine Übersicht über die Abhängigkeit von Saugspannung und Porendurchmesser.

Beim kapillaren Aufstieg steigt das Wasser in kleinen, unregelmäßig geformten Poren höher als in solchen mit großem Durchmesser und kreisrunder Form (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). In einem Sandboden steigt wegen des hohen Anteils an Grobporen das Wasser nach dem *Hagen-Poiseulle-Gesetz* zunächst sehr schnell an, erreicht aber nur eine geringe Höhe über dem Grundwasserspiegel. In einem Schluffboden kann das Wasser nach der Kapillaren Steighöhengleichung (HARTGE & HORN 1999) auf Grund des geringeren Durchmessers der Poren höher steigen. Der Kapillaraufstieg von Grundwasser in den Wurzelraum hängt neben der Porengröße vom Abstand zwischen der Untergrenze des Wurzelraums und der zeitlich variierenden Grundwasseroberfläche, vom Wassergehalt im Wurzelraum sowie von den Bodenarten und ihrer Lagerung in diesem Tiefenbereich ab (GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW 2001a).

Tab. 2.7: Zusammenhang zwischen Saugspannung und Porenraumgliederung, -funktion (nach KUNTZE et al. 1994)

Saugspannung		Porendurchmesser		Porenfunktion*	
(kPa)	pF (log hPa)	µm			
< 6	< 1,8	> 50	weite Grobporen	schnell dränend	LK
6 - 30	1,8 - 2,5	> 10	enge Grobporen	langsam dränend	nFK
30 – 1.500	2,5 – 4,2	> 0,2	Mittelporen	pflanzenverfügbar	nFK
> 1.500	> 4,2	< 0,2	Feinporen	Totwasser	PWP

* LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, PWP = permanenter Welkepunkt

Die von der Kapillarspannung im Boden induzierte Bewegung von Flüssigkeiten nach oben wirkt sich auf die vertikale Ausbreitung von Schadstoffen aus (HOFFMANN & VIEDT 1998). Bei Vorliegen von Öl-Kontaminationen verändert sich die Kohlenwasserstoff-Verteilung im Boden in Abhängigkeit von der Höhe des Grundwasserspiegels, also einer Änderung der Kapillardruck-Sättigungsbeziehung im Porenraum (KATZENBACH et al. 2000). Nahe dem Grundwasserspiegel bildet die Ölphase einen dünnen Film an der Kornoberfläche und ist in den Kornzwickeln pendular verteilt. Weiter oberhalb des Grundwasser-Spiegels liegt eine von Wasser umgebene Restsättigung im Zentrum der Poren (insulare Verteilung) vor. RÜDDIGER (1986, zit. in KATZENBACH et al. 2000) sieht bei pendularer Verteilung günstigere Voraussetzungen für einen biologischen Abbau gegeben.

Eine Beeinflussung der vertikalen Migration von Dieselöl durch die Kapillarkraft beschreiben auch JOSEPH et al. (1994). In Bodensäulen (Initial-Öl-Sand-Gemische mit 5-30 % Ölanteil in sandigem Lehm und Sand) unterliegt das Öl bei einem Wasserdurchfluss von 1 cm/ h zunächst dem Abwärtstransport durch gravitative und kapillare Kräfte. Mit fortschreitender Migration verringern die Kapillarkräfte den Öl-Transport bis zur vollständigen Immobilisierung. Bereits bei geringer Öl-Konzentration wird die Phase abgetrennt und bildet insulare Verteilungen.

Nach HOLDEN et al. (1995) gibt es eine starke Abhängigkeit zwischen Matrixpotential und Abbauraten leicht flüchtiger organischer Kohlenstoffe (volatile organic carbon = VOC). Bis zu einem für den Abbau optimalen Wert von ψ_M = -0,5 MPa führt ein zunehmendes Matrixpotential zu höheren VOC-Abbauraten. Bei stärkeren Matrixpotentialen (ψ_M = -0,5 bis -1,5 MPa) tritt ein gegenläufiger Effekt ein. Auch GIDDA et al. (1999) führen höhere Abbauraten in Bodensäulen auf den Einfluss der Kapillarkräfte zurück.

RAINWATER et al. (1989, zit. in BARR 1998) zeigten, dass schwankende Grundwasserspiegel, d.h. abwechselnd gesättigtes und ungesättigtes Milieu, doppelt so hohe Abbauraten von Dieselöl aufweisen wie Böden mit statischem Kapillarsaum. Ungeklärt bleibt, ob es sich bei diesem Effekt um Einflüsse der unterschiedlichen Höhe der Kapillarzone oder der wechselnd anaerob/aeroben Verhältnisse handelt.

Zusammengefasst nimmt die Kapillarkraft Einfluss auf den Transport des Wassers in den Poren und damit auch auf die Verteilung der Schadstoffe im Boden. Als Parameter lässt sich das Matrixpotential durch den Einsatz von Tensiometern bestimmen (DIN ISO 11276). In Abhängigkeit von den Standortfaktoren (Pflanzenbewuchs, Lage der Kontamination, etc.) kann die Messung des Matrixpotentiales zur Einschätzung seines Einflusses auf die natürlichen Rückhalteprozesse von großer Bedeutung sein.

2.2.3.3 Bodenparameter

Der Begriff Boden wird hier, wie in der Bautechnik und Altlastensanierung allgemein üblich, als Sammelbezeichnung für Böden und Lockergesteine verwendet.

Neben einer grundsätzlichen Charakterisierung der geologischen und pedologischen Standortbedingungen sind Bodeneigenschaften wie **Bodenart**, **Korngrößenverteilung, Schichtmächtigkeit /–aufbau** und **Gefüge** wichtige Einflussgrößen für Verteilung, Transfer und Bioverfügbarkeit von Mineralölkontaminationen im Untergrund. Darüber hinaus stehen die physikalischen Parameter **Porenanteil** und **Durchlässigkeitsbeiwert** in Zusammenhang mit der Permeabilität des Bodens und lassen Rückschlüsse auf den Wasser- bzw. Sauerstofftransport im Boden zu. Der **Gehalt an Humus** und **Tonmineralen** sowie an **Eisen-, Aluminium-** und **Manganoxiden** nehmen Einfluss auf den Grad der Sorption von Schadstoffen. Mit der **Kationenaustauschkapazität** wird die pH-abhängige Resorptionsfähigkeit des Bodens angegeben. Die **Salinität** verweist auf den Gehalt an kristallinen

Salzen im Boden und gelösten Salz-Ionen in Sicker- und Grundwasser. Der **Wassergehalt** (Bodenfeuchte) ist entscheidend für physikalische Bodeneigenschaften sowie für Mobilität und Verfügbarkeit von Kontaminanten und abbaufördernden Stoffen, wie z.B. Sauerstoff oder Nährstoffe.

2.2.3.3.1 Bodenart / Korngrößenverteilung

Die Klassifizierung der **Bodenart** erfolgt in genormten Feld- oder Laborversuchen (DIN 4022-1, DIN 18196) mittels der Bestimmung von Korngröße, Korngrößenverteilung, Konsistenz, Anteil organischer Substanzen, (anthropogenen) Nebengemengteilen, Wasseraufnahmevermögen und Kalkgehalt.

Bei der Bodenart wirken vor allem Korngröße bzw. **Korngrößenverteilung** und organische Anteile (Humusgehalt) auf die Verteilung von Kontaminationen in der Bodenzone und deren Bioverfügbarkeit ein. Feinkörnige Böden weisen in der Regel eine höhere Sorption von Schadstoffen auf als grobkörnige (BRUSSEAU & WILSON 1995). Der Einfluss organischer Substanzen auf die Abbauprozesse wird unter dem Parameter Humusgehalt bzw. unter den physiko-chemischen Parametern im Kapitel 2.2.3.4.14 'TOC/ Total Organic Carbon' noch genauer abgehandelt.

Über die Konsistenz bündiger Böden kann auf den ungefähren Wassergehalt geschlossen werden. Bei hohen Wassergehalten ist die Konsistenz breiig und geht mit abnehmenden Gehalten in plastische und schließlich in halbfeste bis feste Zustandsformen über (PRINZ 1997). Auf diese Zusammenhänge wird bei der Betrachtung der Einflussgröße 'Wassergehalt' (Kap. 2.2.3.3.11) nochmals eingegangen.

Bei Säulenversuchen wurde in feinkörnigen Böden mit natürlichem biotischen Milieu (d.h. nicht sterilisiert) eine eingeschränkte Migration von Schadstoffen und Abbauprodukten auf Grund der geringen Korngröße festgestellt (CARBERRY 1998). Die großen Oberflächen der feinen Korngrößen bieten Mineralöl-Kontaminanten die Möglichkeit der Adsorption und Degradation. Der mikrobielle Abbau reduziert damit eine Verflüchtigung der Schadstoffe in die Bodenluft. Im grobkörnigen Boden (geringere Oberfläche) wurden kaum Unterschiede zwischen biotischem (nicht sterilisierten) und abiotischem (sterilisierten) Milieu festgestellt. Eine Abnahme der Kontaminanten erfolgt hier weniger über Vorgänge der Adsorption als über Austrag mit der wässrigen Phase.

Die eingeschränkte Verlagerung von Dieselölen mit abnehmender Korngröße wird in reproduzierbaren Untersuchungen bestätigt (BERRY & BURTON 1997, MERKEL & LEEDER 1999, JOSEPH et al. 1994). Bei der Beobachtung natürlicher Selbstreinigungsprozesse eines Bodens mit hohem Tonanteil (83,3 %) wurde in Säulen- und Feldversuchen ein verlangsamter, bei ausreichender Bodenfeuchte aber vollständiger Abbau von 5.000 mg/kg Diesel in 74 Tagen festgestellt (BERRY & BURTON 1997). Bei den Säulenversuchen von JOSEPH et al. (1994) (vgl. Kapitel 2.2.3.2.4) wurde Öl nach Zugabe von Wasser in fast reinem

Sand tiefer und schneller verlagert als in feinkörnigerem, sandigem Lehm. In den ungesättigten Böden setzte in sandigem Lehm nach 12-16 Stunden und in Sand nach 16-20 Stunden eine Immobilisierung durch die Kapillarkraft im Boden ein.

Die Halbwertszeiten für den Abbau von Heizöl in verschiedenen Bodenarten lagen in den Experimenten von SONG et al. (1990, vgl. Kapitel 2.2.3.1.3 'Art, Zusammensetzung und Alter der Kontamination') bei einer Temperatur von 27°C bei mehr als 18 Wochen für Sand, 12 Wochen für Lehm und 9 Wochen für Ton. Flugbenzin zeigt unabhängig von der Bodenart Halbwertszeiten von mehr als 12 Wochen. Für Dieselöl ist nur die Halbwertszeit bei der Bodenart Sand mit > 18 Wochen angegeben.

Dem entgegen stehen Versuche von HUESEMANN (1995a), der in mittelkörnigen Böden mit einem variierenden Ton-Anteil von 1,1 bis 16,1 % keine Auswirkungen der Bodenart auf den Abbau von MKW feststellte. Dieses Ergebnis wird durch verschiedene Säulenversuche bestätigt, in denen zwar eine deutliche positive Abhängigkeit der Sorptionsintensität vom Gehalt an Huminstoffen festgestellt wurde, Korngröße und spezifische Oberfläche jedoch kaum Einfluss auf die Sorptionsrate von BTEX nahmen (LEEDER-KAMANDA 2001). In mittelkörnigen Böden mit geringen Tonmineralgehalten scheint demnach eine Variation der Korngrößenverteilung kaum Auswirkungen auf die Sorption zu nehmen.

Die Bodenart ist bei der Betrachtung von Selbstreinigungsprozessen ein wichtiger, von Milieuveränderungen nahezu unabhängiger Parameter zur Charakterisierung der Standortsituation. Die Bestimmung der Bodenart erfolgt nach DIN 4022-1. Für die Korngrößenanalyse nach Sieb- und Sedimentationsverfahren liegt DIN 18123 vor.

Den Literaturdaten nach wird im Allgemeinen eine zunehmende Sorption von Kontaminanten mit abnehmender Korngröße festgestellt. Damit wird auf der einen Seite, vorausgesetzt, dass die Kontaminanten verfügbar sind, die Möglichkeit eines mikrobiellen Abbaus gefördert. Auf der anderen Seite wird der vertikale Transport von Mineralölkohlenwasserstoffen mit dem Sickerwasser gehemmt. Gute Ausgangsvoraussetzungen für natürliche Selbstreinigungsprozesse bieten demnach mittelkörnige Böden.

2.2.3.3.2 Schichtaufbau, -mächtigkeit

Die Transportwege des Sickerwassers und der Bodenluft werden durch **Schichtaufbau** und **-mächtigkeit** beeinflusst. Während bei wechselndem geologischem oder pedologischem Bodenaufbau die Mächtigkeiten der jeweiligen Schichten von Bedeutung sind, ist bei einheitlicher Bodenart die Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Zone zu berücksichtigen. Heterogenitäten im Schichtaufbau und in der Schadstoffverteilung können allerdings auch auf kleinen Standorten zum Teil stark ausgeprägt sein (HURT et al. 2001).

GERHARDT (1984) beschreibt den Einfluss der Schichtenfolge auf den Sickerwassertransport. Mittels der Messung verschiedener chemischer Parameter im Sickerwasser unter einer Altablagerung wurde bei ungeschichteten Sanden eine Konzentrationsänderung mit der

Tiefe und damit ein vorwiegend vertikaler Transport im Bodenprofil beobachtet. Bei Wechsellagerung verschiedener Schichten ist auch der horizontale Transport des Sickerwassers und somit der laterale Austrag von Schadstoffen mit dem Sickerwasser nicht unerheblich. TOTSCHE et al. (2003) sehen im Transport nichtwässriger flüssiger Phasen (NAPL) entlang präferenzieller Fließpfade einen der dominantesten Prozesse der Tiefenverlagerung. So kommt es zu einer starken lateralen Ausbreitung von Schadstoffen, weit über den Bereich hinaus, der aufgrund der Permeabilitäten im Boden zu erwarten wäre. Innerhalb des Bodenprofils reichern sich nichtwässrige flüssige Phasen oberhalb der Grenzflächen mit abruptem Texturwechsel und innerhalb der Kapillarzone an. Die lokale Akkumulation von Schadstoffen beobachtete DAY (2001) nach dem Rückbau ehemaliger Tanklager an Grenzschichten größerer Auffüllungen und dem natürlichen Boden.

Der Einfluss der Schichtmächtigkeit auf die Diffusion von Toluol in dotierten Lehmböden wurde von JIN et al. (1994) untersucht. Bei einer Bodensäule von 20 cm und der Zugabe einer Toluolkonzentration von 25 mg /l Bodenluft wurde eine Toluol-Verflüchtigung von 3,5 mg/cm^2· Tag, bei 40 cm und einer Zugabe von 140 mg/l von lediglich 0,1 mg/cm^2· Tag gemessen. Mit zunehmender Gesamtschichtmächtigkeit nimmt die Verflüchtigung von Toluol mit der Bodenluft ab. Die veränderten Ausgangsbedingungen durch unterschiedliche Toluol-Konzentrationen wurden von den Autoren nicht mit einbezogen. Um die Toluol-Verflüchtigung kleiner 0,7 % zu halten, berechneten sie für einen Lehmboden eine Schichtmächtigkeit von 34,5 cm. JURY et al. (1990; zit. in JIN et al. 1994) kalkulieren nach gleicher Berechnungsart eine Mächtigkeit von 80,7 cm für Sandböden und 15,4 cm für tonige Böden.

Mit dem Eintrag leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe über die Bodenluft in Abhängigkeit vom Abstand zur Schadstoffquelle beschäftigen sich HÖHENER et al. (2003). Bei Säulenversuchen wurde eine deutliche Abnahme der Schadstoffkonzentrationen mit Entfernung von der Quelle beobachtet. Bei einem Säulendurchmesser von 8,1 cm waren bereits bei 50 cm Profiltiefe die mikrobiologischen Abbauprozesse für z.B. n-Oktan und m-Xylol größer als die diffusive Schadstoffnachlieferung.

Auf die in weiteren Literaturquellen angegebene Gesamtmächtigkeit der kontaminierten ungesättigten Bodenzone wurde bereits unter den hydrogeologischen Standortparametern, Kapitel 2.2.3.2.1 'Grundwasserflurabstand/ Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone' eingegangen. Der Einfluss der Schichtenfolge wird hier allerdings nicht diskutiert.

Die Schichtmächtigkeit wird durch Sondierungen ermittelt und mit der Erstellung von Schichtenverzeichnissen gem. DIN 4022-1 dokumentiert.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass für das Monitoring von natürlichen Selbstreinigungsprozessen die Schichtmächtigkeiten eine wichtige Angabe zur Kalkulation des potentiellen Schadstoffaustrages bzw. der Schadstoffverlagerung in andere Bodenschichten darstellen. Der Austrag von Kontaminationen mit dem Sickerwasser oder der Bodenluft kann sich je nach zu durchdringenden Schichten und Standortgegebenheiten grundwassergefährdend oder auf die Verflüchtigung toxischer Stoffe an der Bodenoberfläche auswirken.

2.2.3.3.3 Gefüge

In der Bodenkunde wird mit dem Begriff **Gefüge** die Art der Zusammenlagerung verschiedener Bodenteilchen und deren räumliche Anordnung charakterisiert (AHL et al. 1996). Das Bodengefüge, das von Horizont zu Horizont sehr unterschiedlich sein kann, beeinflusst in hohem Maße außer den physikalischen auch chemische Vorgänge wie z.B. Redoxreaktionen (ZAUSIG et al. 1993; zit. in SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Heterogenitäten in der Korngrößenverteilung und der Bodenschichtung spielen für die Verteilung von MKW-Kontaminationen im Boden eine große Rolle (EYK 1997). Die große Formenvielfalt und die verschiedenen Maßstabsebenen reichen von der visuellen Ansprache am Bodenprofil (z.B. Einzelkorngefüge, Aggregatgefüge) bis zu in Dünnschliffen beobachtbaren mikromorphologischen Merkmalen.

Bei festem Gesteinsverband müssen vor allem geologische Gefügeelemente wie Schichtflächen, Schieferungsflächen, Kluftflächen und Störungen mit einbezogen werden. Die oben genannten Trennflächengefüge stellen potentielle Transportbahnen für Sickerwasser und damit auch Schadstoffen dar. Für die meisten Untersuchungen in den obersten Bodenschichten spielt das Trennflächengefüge nur eine untergeordnete Rolle.

Über die obige Darstellung der allgemeinen Zusammenhänge hinaus, lagen keine speziellen Veröffentlichungen zum Parameter 'Gefüge' in Verbindung mit 'Natural Attenuation' von MKW-kontaminierten Böden vor. Da das Bodengefüge die Bodenstruktur spezifiziert, kann es als leicht bestimmbarer Parameter schnelle und nützliche Hinweise auf den Porenraum liefern. Allerdings sind bei der Entnahme von Bodenproben mittels Rammkernsondierung potentielle Gefügeveränderungen durch Verdichtung zu beachten.

2.2.3.3.4 Porenanteil (Porosität, Porengrößenverteilung, Lagerungsdichte)

Der **Porenanteil** im Boden ist von der Korngröße, –form und -verteilung, dem Gehalt an organischen Substanzen sowie der Bodenentwicklung (z.B. Gefüge-Bildung) abhängig. Im Allgemeinen findet man eine Zunahme des **Porenvolumens** mit abnehmender Korngröße, das einerseits auf Abweichungen der Minerale von der Kugelform mit stark zunehmendem Oberfläche/Masse-Verhältnis (z.B. blättchenförmige Tonminerale) zurückzuführen ist. Andererseits entsteht unter dem Einfluss von Oberflächenkräften meist eine geringe Lagerungsdichte (Kartenhausstruktur) (ROWELL 1997). Neben diesen Primärporen wird der von der Körnung unabhängige Raum zwischen den einzelnen Bodenaggregaten als Sekundärporen bezeichnet (AHL et al. 1996). Auf Grund von Schrumpfungs- und Quellungsprozessen können auch in feinkörnigen Böden stabile Sekundärporensysteme entstehen, wodurch es neben der Verdichtung einiger Bereiche zu einer deutlichen Verbesserung der Wasser- und Luftführung kommt (HARTGE & HORN 1992).

Tabelle 2.8 gibt eine Übersicht über Bodendichte, Porenvolumen und Porenziffer verschiedener Bodenarten. Die Boden-/Lagerungsdichte ergibt sich aus dem Quotienten von Masse der Festsubstanz zum Bodenvolumen ($\rho_B = m_f / V_g$). Das Porenvolumen, auch als Porosität bezeichnet, ergibt sich aus dem Verhältnis von Porenraum zu Gesamtvolumen des Bodens ($n = V_p/V_g$). Die **Porenziffer** ist eine Kenngröße aus Porenvolumen und Feststoffvolumen ($\varepsilon = V_p / V_f$).

Tab. 2.8: Schwankungsbereiche von Bodendichte, Porenvolumen und Porenziffer verschiedener Bodenarten mit Kohlenstoff-Gehalten < 2 % (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998)

	Bodendichte (g cm^{-3})	Porenvolumen (%)	Porenziffer (-)
Sande	1,16...1,70	56...36	1,27...0,56
Schluffe	1,17...1,63	56...38	1,27...0,62
Lehme	1,20...2,00	55...30	1,22...0,43
Tone	0,93...1,72	65...35	1,85...0,54

Die Verteilung des Porenvolumens liegt z.B. für Sand mit einem Gesamtporenvolumen von 46 $\pm$ 10 % bei 30 $\pm$ 10 % Grobporen, 7 $\pm$ 5 % Mittelporen und 5 $\pm$ 3 % Feinporen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Zunehmender Gehalt der Böden an organischer Substanz führt bei Sandböden zur Erhöhung des Anteils an Mittel- und Feinporen. Ebenso sinkt der Anteil an Grobporen bei zunehmendem Tonmineralgehalt. Der Porendurchmesser ist durchaus relevant für die mikrobielle Aktivität im Boden, da Mittelporen (Durchmesser 10-0,2 µm) nur bedingt und Feinporen (Durchmesser < 0,2 µm) gar nicht für Bodenmikroorganismen zugänglich sind.

In den Poren stehen Feuchtigkeits- und Belüftungsgrad in einem engen Wechselverhältnis zueinander. In welchem Ausmaß die Poren eines Bodens zu einem bestimmten Zeitpunkt mit Wasser gefüllt sind, kann durch das Verhältnis wassergefüllter Poren zum Gesamtporenanteil, der so genannten Sättigungszahl angegeben werden (PRINZ 1997).

Da in den Poren sowohl Lösungsvorgänge als auch der biologische Abbau an der Grenzfläche von Wasser- und Ölphase stattfindet, ist die Kenntnis der Ölsättigung und die Verteilung des Öls innerhalb des Porengefüges, und somit die Größe dieser Grenzflächen, wichtig zur Beurteilung der Wirksamkeit natürlicher Rückhalte- und Abbauprozesse (WILSON 1996). In Böden mit geringen Porendurchmessern wird durch Einschluss der Kohlenwasserstoffe in den Poren deren Bioverfügbarkeit stark herabgesetzt und sie werden als Restkontaminationen im Boden festgelegt (HUESEMANN 1997).

Untersuchungen zur Auswirkungen der Porosität auf Stofftransport und Sorption liegen von KONING et al. (2000), ASHLEY et al. (1994) und LÖSER et al. (1999) vor. Darüber hinaus werden Porositäten zur Charakterisierung des Bodens von z.B. 0,459 m^3/m^3 für Schluff-Sand-Tonboden bzw. 0,415-0,451 m^3/m^3 für sandig-schluffige Böden (FREIJER et al. 1996), einer Porosität von 0,35 für Lehmboden (GRIFOLL & COHEN 1996) und 0,44 für sandigen Lehm bzw. 0,41 für Sand (JOSEPH et al. 1994) angegeben. Besonders bei feinkörnigen Böden sind obige Werte ohne in Bezugsetzung zum Wassergehalt jedoch kaum aussagekräftig, da die Schrumpfungs- und Quellungsdynamik der Böden die Porosität ständig verändert (HARTGE & HORN 1999).

Nach KONING et al. (2000) spielt die Partikel- und Porengröße sowie der Porensättigungsgrad eine bedeutende Rolle für den diffusiven Sauerstofftransport und damit für die aerobe Umsetzung von MKW im Boden. Böden mit großen Poren besitzen einen geringeren Diffusionswiderstand als solche mit feinen Poren. In Folge dessen ist in feinkörnigen (Schluff-)Böden der Diffusionskoeffizient kleiner als in sandigen Böden. In Luft ist der Diffusionskoeffizient etwa 10.000-mal höher als in wässriger Phase. Daher stehen mit Wasser verschlossene Poren der Sauerstoffversorgung praktisch nicht zur Verfügung. Eine Veränderung der Lagerungsdichte des Bodens wirkt sich somit auf zweifache Weise auf die Sauerstoff-Versorgung im Boden aus: Bei von außen induzierter Verdichtung kommt es zum Kollaps größerer Poren und damit zur Verringerung des Diffusionskoeffizienten und zusätzlich steigt bei gleichem Wassergehalt der Porensättigungsgrad. Der mikrobiologische Abbau von MKW nimmt demnach auf Grund der limitierten Sauerstoff-Versorgung ab (KONING et al. 2000).

Die Zusammenhänge von Porengröße und Öl-Migration in einem Kalkstein-Aquifer wurden von ASHLEY et al. (1994) untersucht. Die Absorption von n-Alkanen war abhängig von Porosität und Porendurchmesser. In diesem Fall wurde eine geringe Absorption erst in Poren mit einem Durchmesser < 0,5 µm festgestellt.

Der Porenanteil ist eng an Bodenart bzw. Korngrößenverteilung geknüpft. Die in der Literatur für verschiedene Bodenarten angegebenen Porositäten weisen eine hohe Reproduzierbarkeit auf. Die Bestimmung des Parameters 'Porenanteil im Boden' wird durch DIN 19683-13 geregelt. In dicht gelagerten Böden, d.h. mit geringem Porenvolumen liegt auf der einen Seite eine verringerte Mobilität von Schadstoffen vor, die den mikrobiellen Abbau begünstigt. Auf der anderen Seite ist aber die Verfügbarkeit abbaustimulierender Stoffe wie z.B. Sauerstoff oder Nährstoffe eingeschränkt. In Feinporen und Mittelporen ist kein bzw. nur ein bedingter mikrobieller Abbau möglich. Porenvolumen und Porendurchmesser bedingen das Rückhaltevermögen und den biologischen Abbau von Kontaminationen und stellen damit einen wichtigen Parameter für natürliche Selbstreinigungsprozesse.

2.2.3.3.5 Durchlässigkeitsbeiwert

Durch Niederschläge und Evapotranspiration ist das Wasser im Boden selten in einem statischen Gleichgewicht, sondern vielmehr in Bewegung in Richtung eines Potentialgefälles (KUNTZE et al. 1994). Dies gilt sowohl für den wassergesättigten Bereich als auch für die ungesättigte Bodenzone oberhalb des Grundwasserspiegels. Die *Darcy*-Gleichung gibt diesen Sachverhalt vereinfacht wieder mit der Wassermenge, die pro Zeiteinheit durch eine gegebene Fläche (Fließquerschnitt) auf Grund eines Gradienten entlang einer bestimmten Strecke hindurchströmt. Das Ausmaß der Wasserbewegung ist abhängig vom Potentialgefälle und der Durchlässigkeit oder Wasserleitfähigkeit des Bodens. Unter der **'Durchlässigkeit'** oder **'hydraulischen Leitfähigkeit'** wird die Eigenschaft einer Matrix beschrieben, für Wasser unter bestimmten Druckverhältnissen durchfließbar zu sein (HÖLTING 1996). Der **Durchlässigkeitsbeiwert** (k_f-Wert [m/s]) ist eine substrat- bzw. gesteinsspezifische Größe, die den Fliess-Widerstand des durchflossenen Gesteins oder Boden beschreibt. Für den Vergleich des Fließverhaltens anderer Medien wie z.B. Luft oder Öl gilt die Permeabilität, eine von den Fluideigenschaften (Viskosität) unabhängige, bodenspezifische Konstante.

Der Durchlässigkeitsbeiwert ist abhängig vom nutzbaren Hohlraumvolumen von Poren- (Sand, Kies) oder Kluftgesteinen (HÖLTING 1996). Der leitende Querschnitt wird nicht nur durch den Porendurchmesser, sondern auch durch den Wassergehalt bestimmt, da teilweise mit Luft gefüllte Poren die Wasserleitfähigkeit herabsetzen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Die Durchlässigkeitsbeiwerte von Lockergesteinen variieren nicht nur zwischen verschiedenen Bodenarten, sondern auch innerhalb vermeintlich vergleichbarer Korngemische (PRINZ 1997). Abbildung 2.6 zeigt die Durchlässigkeitsbeiwerte verschiedener Bodenarten. Je durchlässiger ein Boden ist, desto geringer ist auch die Verweilzeit des Sickerwassers und damit auch die Abbau- und Rückhaltewirkung gegenüber Kontaminanten (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2001).

In Zusammenhang mit dem Abbau von Kontaminationen wird die Durchlässigkeit oder Permeabilität eines Bodens selten angegeben. In der niedrigen hydraulischen Leitfähigkeit eines Tonbodens sehen BERRY & BURTON (1997) unter anderem den Grund für einen geringen Schadstoffaustrag in das Grundwasser. LFU (1991) gibt einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f > 10^{-4}$ m/s als Vorraussetzung für in-situ Sanierungsmaßnahmen an.

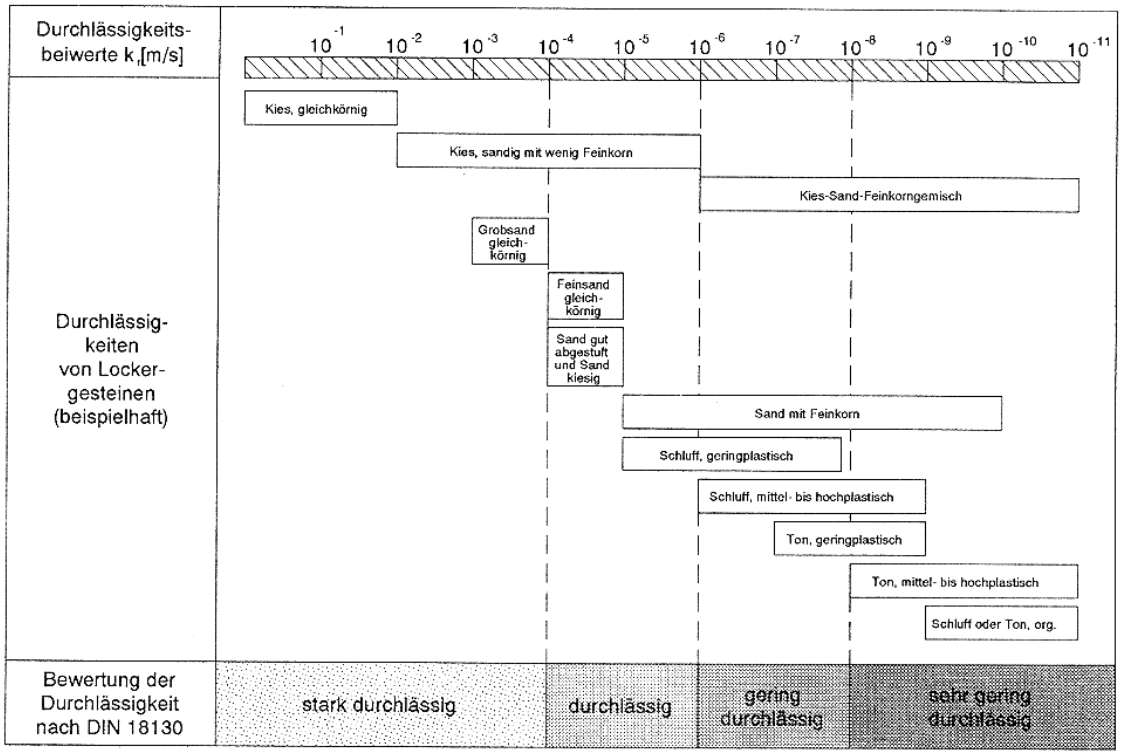


Abb. 2.6: Durchlässigkeitsbeiwerte von Lockergesteinen (aus LFU 1991)

Die Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit im Boden kann nach verschiedenen Feldmethoden (z.B. Pumpversuchen oder Wasser-Druckversuchen) und Labormethoden (DIN 18130-1, DIN 19683-9) erfolgen. Die im Laborversuch ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte können z.T. mit erheblichen Fehlern behaftet sein (PRINZ 1997). Um zeit- und kostenaufwändige Feldversuche zu umgehen bietet sich bei relativ homogenen Böden die Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwertes aus der Korngrößenverteilungskurve an (DVGW 1983).

Der Durchlässigkeitsbeiwert stellt einen wichtigen Parameter zur Beurteilung der potentiellen Wasserbewegung und damit des Stofftransportes im Boden dar. Sollwertbereiche, in denen die Wasserdurchlässigkeit für natürliche Selbstreinigungsprozesse liegen sollte, können anhand der vorliegenden Literaturquellen nicht festgelegt werden.

2.2.3.3.6 Humusgehalt

Als Humus werden die abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren Umwandlungsprodukte bezeichnet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Je nach Grad der Umwandlung liegt die organische Substanz als noch makroskopisch erkennbare Streustoffe oder stark umgewandelte Huminstoffe vor. Mit dem **Humusgehalt** wird der Anteil an biogenen organischen Substanzen in einzelnen Bodenhorizonten angegeben. In Abhängigkeit von Bewuchs und Profiltiefe kann der Gehalt stark variieren. Neben den festen

organischen Substanzen treten gelöste organische Substanzen (dissolved organic matter = DOM) in der Bodenlösung auf.

Der steigende Einfluss von **Sorptionsprozessen** mit zunehmenden Humusgehalten wird in verschiedenen Literaturquellen beschrieben (LEEDER-KAMANDA 2001, MERKEL & LEEDER 1999, HUESEMANN & MOORE 1994, BERRY & BURTON 1997, LEE et al. 1993, BRUSSEAU 1995).

Nach LEEDER-KAMANDA (2001) existiert eine deutliche positive Abhängigkeit der Sorptionsintensität vom Gehalt an Huminstoffen. Böden mit Humus aus Laub- oder Nadelwald sorbieren BTEX deutlich stärker als Sand, Schluff, Tonstein und Sand-Humus-Gemisch. Als Ursache für die große Sorptivität an Humus aus Laub- und Nadelwald gibt er den großen Anteil an Huminsäuren und Huminen im Humus an, die in den anderen Böden nicht vorliegen. Im Vergleich zu Fulvosäuren enthalten Huminsäuren mehr aromatische Strukturen, weniger polare Gruppen und sind stärker polymerisiert (KUNTZE et al. 1994). Diese niedrigere Polarität begünstigt die Sorption von unpolaren Stoffen, wie den BTEX-Aromaten.

Für die Kontaminanten BTX nimmt der Grad der Sorption von Benzol über Toluol zu Xylol zu (MERKEL & LEEDER 1999). Nach Normierung des C_{org}-Anteiles zeigte sich, dass die organische Substanz des Humus etwa 50 % (bei Benzol) bis 500 % (bei Xylol) mehr sorbiert als ein mineralischer Boden (MERKEL & LEEDER 1999). In Versuchssäulen hatte Humus in Form eines Auflagehorizontes oder als Substratanteil einen entscheidenden Einfluss auf eine langsamere Verlagerung der Kontaminationsfront nach unten.

HUESEMANN & MOORE (1994) vergleichen den Sauerstoffverbrauch in Respirationstests und die Anzahl kohlenwasserstoffabbauender Bakterien in mit 5 % Rohöl kontaminierten Böden. Die humosen Oberböden wiesen gegenüber dem Sandboden eine stärkere mikrobielle Aktivität auf. Da sich die Abbauprozesse sowohl aus der Mineralisierung der natürlichen organischen Bestandteile als auch der Kontaminanten zusammensetzen, ist nach Meinung der Autoren eine direkte quantitative Übertragung von Bodenatmungsraten auf den Abbau von MKW und BTEX nicht möglich.

Nach HOFFMANN & VIEDT (1998) ist der Humusgehalt neben seinem Einfluss auf die Adsorptionseigenschaften eines Bodens auch für die quantitative Bestimmung von MKW im Feststoff von Bedeutung. Die organische Substanz enthält pflanzliche Paraffine (langkettige gesättigte Kohlenwasserstoffe), die zwar nicht von umweltrelevantem Interesse sind, jedoch den analytischen Nachweis von MKW verfälschen können.

In der Bodenansprache wird der Humusgehalt anhand der Färbung des Bodens abgeschätzt (DIN 4022-1). Als analytische Methoden kann die Bestimmung des Glühverlustes (z.B. DIN 18128) verwendet werden.

Der Humusgehalt nimmt Einfluss auf den Grad der (reversiblen) Sorption von Schadstoffen. Durch die Anlagerung an die natürlichen organischen Bestandteile wird in der Regel die Verweilzeit von Kontaminanten erhöht und damit der biologische Abbau begünstigt (LFU 1991). Andererseits muss die eingeschränkte Verfügbarkeit mit zunehmender Sorption

berücksichtigt werden. Hemmeffekte des natürlichen organischen Anteils gegenüber dem biologischen Abbau sind in der Literatur nicht dokumentiert.

2.2.3.3.7 Tonmineralgehalt

Auf die Effekte unterschiedlicher Gehalte der Korngrößenfraktion 'Ton' wurde bereits bei der Betrachtung der Bodenart (Kap. 2.2.3.3.1) eingegangen. In diesem Kapitel soll der Einfluss verschiedener **Tonminerale** auf die Adsorption von Nährstoffen und Kontaminanten in natürlichen Selbstreinigungsprozessen kurz erläutert werden.

Tonminerale sind wesentliche Bestandteile vieler Böden und Sedimente. Es handelt sich um sekundär gebildete Al-Mg-Fe-Silikate mit meist blättchenförmigem Habitus. Die Tonminerale verleihen tonigen Böden ihre Plastizität, Quellfähigkeit und das Vermögen Ionen und Moleküle zu sorbieren (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Neben den 2-Schichtsilikaten Kaolinit und Halloysit sind vor allem die 3-Schichtsilikate Smectit, Vermikulit, Illit und Chlorit für die Bodeneigenschaften von Bedeutung. So können Smectit und Vermikulit zur Kalium-Fixierung im Boden beitragen. Tonige Böden, insbesondere die mit hohem Anteil an den Tonmineralen Smectit und Montmorillonit besitzen extreme Quell- und Schrumpfungseigenschaften. Während der pedochemischen Verwitterung der Phyllosilikate werden Illite zu Vermikulit und weiter zu Montmorillonit (Mg-reicher Smectit) bzw. unter starker Versauerung der Bodenlösung zu Chlorit umgewandelt (AHL et al. 1996). Die verschiedenen Tonminerale besitzen eine spezifische Kationenaustauschkapazität (vgl. Kap. 2.2.3.2.9).

BERRY & BURTON (1997) untersuchten das Selbstreinigungspotential eines stark tonigen Bodens (83 % Ton, dominierendes Tonmineral Montmorillonit). Es wurde ein vollständiger Abbau von 5.000 mg/kg Dieselöl in 74 Tagen festgestellt. Die charakteristische Adsorptionskapazität der Tonminerale durch Bildung von Kohlenwasserstoff-Tonmineral-Verbindungen führt in Kombination mit der geringen hydraulischen Leitfähigkeit zu längeren Verweilzeiten im Boden. Dadurch wird der mikrobiologische Abbau begünstigt und eine Gefährdung des Grundwassers durch Schadstoffeintrag mit dem Sickerwasser stark minimiert.

Spezifischere oder vergleichende Untersuchungen zur Anlagerung/Sorption von Kohlenwasserstoffen an unterschiedliche Tonminerale bzw. zu den Auswirkungen auf den Abbau von MKW und BTEX wurden in der Literaturrecherche nicht gefunden. Der Gesamtanteil an Tonmineralen, unabhängig von der Spezifikation, wird über den Parameter 'Bodenart/ Korngrößenverteilung' abgedeckt, da ein hoher labortechnischer Aufwand zur Bestimmung der Tonmineralart nötig wäre.

2.2.3.3.8 Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden

Oxide und Hydroxide von Silizium (Si), Aluminium (Al), Eisen (Fe) und Mangan (Mn) sind typische Verwitterungsneubildungen in Böden. Wegen ihrer hohen Oberflächenaktivität lagern sie sich häufig in feinstverteilter Form auf den Oberflächen der Mineralkörner ab (AHL et al. 1996). Diese meist hüllenförmige Abscheidung von z.B. Eisen- und Aluminiumoxidhydraten kann die Sorptionseigenschaften des Bodens wesentlich verändern. Erst durch Alterung bilden sich aus den amorphen Oxiden kristalline Formen aus.

Unter anaeroben Bedingungen wirken **Eisenoxide** bei der mikrobiellen Oxidation von Biomasse als Elektronenakzeptor (WILD 1995). Das entstehende Eisen(II) wird erst unter aeroben Bedingungen erneut als Eisen(III)-Oxid ausgefällt und gibt dem Boden die typische braun-rote Farbe (KUNTZE et al. 1994). Der Gehalt an Eisen-Oxiden liegt je nach Boden zwischen 0,2 und 20 %, im Bereich lokaler Eisenoxidanreicherungen werden auch Gehalte von 80-90 % erreicht. Im aeroben Milieu wird Mn^{2+} ebenfalls lokal als schwarzbraunes Mangan(IV)-Oxid gefällt. **Mangan-Oxide** besitzen eine hohe Affinität zu vielen Schwermetallen.

Die genannten Oxide werden nur in geringen Konzentrationen in der wässrigen Phase gelöst. Lediglich in stark kontaminierten Sicker- und Grundwässern treten z.T. erhöhte Eisen- und Mangangehalte auf (vgl. Kap. 2.2.3.4.10).

Auf Grund der weiten Verbreitung der Silizium- und Aluminium-Oxide in Fest- und Lockergesteinen werden die Transport- und Sorptionsprozesse von Schadstoffen im Untergrund z.T. erheblich beeinflusst (LFU 1991). Dies führt in der Regel zu einer langsameren Ausbreitung von Schadstoffherden, insbesondere in der ungesättigten Zone. Auf mikrobiologische Abbauvorgänge haben diese Oxide laut LFU (1991) jedoch keinen unmittelbaren Einfluss.

Hinweise auf Eisen- oder Manganoxide im Boden liefert die Färbung (DIN 4022-1). Der analytische Eisen- und Mangannachweis wird häufig durch Multielementbestimmung (z.B. mit ICP-OES) erbracht. Über die Stärke der Sorptionsprozesse durch Fe-, Al- und Mn-Oxide auf spezifische Schadstoffe wie MKW oder BTEX liegen keine Literaturquellen vor.

2.2.3.3.9 Kationenaustauschkapazität

Die **Kationenaustauschkapazität** (KAK) ist ein Maß für die Resorptionskapazität von Böden. Die KAK wird durch Art und Gehalt von Tonmineralen, dem Humusgehalt und dem pH-Wert bestimmt und variiert daher je nach Boden in einem weiten Bereich (KUNTZE 1994). Die effektive KAK und damit die Menge an austauschbaren Kationen steigen je nach Anteil an variabler Ladung mit einer Erhöhung des pH-Wertes an. Ebenso stehen spezifische Oberfläche und KAK in enger Wechselwirkung (VOIGT 1990). Der Belegungszustand von Bodenaustauschern, d.h. die Zusammensetzung der zum Ladungsausgleich sorbierten Ionen wird unter anderem über die in der Bodenlösung vorliegende Konzentration und

Zusammensetzung von Kationen bestimmt (AHL et al. 1996). Die KAK wirkt sich vor allem auf den Austausch und die Fixierung von wichtigen Nährstoffen wie Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium und Ammonium aus (ROWELL 1997).

Im Durchschnitt von 60 verschiedenen Böden betrug im pH-Bereich von 2-8 der Anstieg der KAK pro pH-Einheit 0,5 mmol/g organischen Kohlenstoffes und wegen der vorwiegend permanenten Ladung der Tonminerale nur 0,04 mmol/g Ton (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Für Böden mit 2-3 % Humus werden mittlere potentielle Kationenaustausch-kapazitäten z.B. von 50-100 mmol/ kg Sand, 100-250 mmol/ kg Lehm oder toniger Schluff und 200-400 mmol/ kg toniger Lehm oder Ton angegeben.

Literaturangaben, die sich unmittelbar mit dem Einfluss der KAK auf den Abbau kohlenwasserstoffhaltiger Verbindungen beschäftigen, wurden in der Recherche nicht gefunden. Lediglich SONG et al. (1990) führen in Säulenversuche den langsameren Abbau von Heizöl, Dieselöl und Flugbenzin in Sand auf die geringer KAK gegenüber Lehm- und Tonboden mit höheren Austauschkapazitäten zurück. In der Analytik wird die DIN ISO 11260 zur Bestimmung der KAK angewendet. Auf die Berechnung der potenziellen Kationenaustauschkapazität nach DIN 4220 aus dem Tongehalt, dem Schluffgehalt und dem Gehalt an organischer Substanz verweist das Geologische Landesamt NRW (2001b).

2.2.3.3.10 Salinität

Mit der **Salinität** wird der Salzgehalt von Böden und Wasser angegeben. Im Sicker- und Grundwasser liegen die Salze als gelöste Ionen vor. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit (EC [µS/m], siehe Kap. 2.2.3.4.4) gibt Hinweise auf die Salinität.

Bodenbildende Prozesse gehen mit der Auflösung und Abfuhr oder der Oberflächen-anreicherung von Salzen einher (AHL et al. 1996). In mitteleuropäischen Klimaten sind die Böden infolge der abwärtsgerichteten Sickerwasserbewegung meist durchgehend entsalzt, während es in ariden Gebieten durch die verstärkte Evaporation zu einer Ausfällung der Salze an der Bodenoberfläche kommen kann.

Mit den Niederschlägen werden den Böden fortwährend gelöste Salze aus der Atmosphäre zugeführt (ROWELL 1997). Sie entstammen vor allem den Ozeanen, so dass Natriumchlorid neben Kalium-, Magnesium-, Calcium-, Sulfat, Nitrat-, Bikarbonat- und Borat-Salzen dominiert. In bestimmten Konzentrationen können z.B. Chloride oder Borate toxisch auf die Bodenflora wirken, in humiden Klimaten werden diese so genannten atmogenen Salze allerdings rasch aus dem Boden ausgewaschen. Erhöhte Salzgehalte erschweren den Wasseraustausch des Bodens auf Grund des erhöhten osmotischen Potentials des Bodenwassers.

In Mitteleuropa ist die Salinität im Boden als Gesamtparameter auf Grund der zu erwartenden vollständigen Entsalzung der Böden und des humiden Klimas wenig relevant. Eine Ausnahme bilden anstehende Salz-Gesteine wie Karbonate oder Gips, die sich je nach Mächtigkeit der Bodendecke erheblich auf die Salinität im Boden oder im Grundwasser auswirken können. Auf die Salzgehalte der Einzelkomponenten (wie z.B. Nitrat, Sulfat, etc.) wird in Abschnitt 2.2.3.4 'Physiko-chemische Parameter' nochmals genauer eingegangen.

2.2.3.3.11 Wassergehalt

Der **Wassergehalt** bzw. die **Bodenfeuchte** [Gew.-%] ist der Quotient aus der Masse des im Boden befindlichen Wassers, das bei 105°C verdampft und der Trockenmasse des Bodens (PRINZ 1997). Die natürlichen Wassergehalte in Böden differieren in weiten Grenzen. Sie betragen für erdfeuchten Sand weniger als 10 %, Löss 10-25 %, Lehm 15-40 %, Ton 20-60 % und organische Böden 50-500 % (PRINZ 1997). Durch Multiplikation des Wassergehaltes [Gew.-%] mit der Lagerungsdichte [g/cm³] ergibt sich der Wassergehalt in Vol.-%. Für bodenhydrologische Fragestellungen, z.B. die Zusammenhänge von Porenvolumen und Wassergehalt, ist der Volumenanteil besser geeignet. In der ungesättigten Zone verändert sich der Wassergehalt in Abhängigkeit von den Niederschlägen und damit der Sickerwasserrate und der Evapotranspiration.

Für mikrobielle Abbauprozesse gilt, je feuchter das Material bzw. der Boden ist, umso besser kann der biologische Abbau stimuliert werden (LFU 1991). Allerdings ist bei sehr hohen Wassergehalten eine eingeschränkte Sauerstoffversorgung durch herabgesetzte Diffusion zu berücksichtigen (s. Kap. 2.2.3.4.7, 2.2.3.3.4). Unterhalb einer bestimmten Restfeuchte werden mikrobielle Abbauvorgänge jedoch stark behindert oder kommen ganz zum Erliegen. Der optimale Wassergehalt kann abhängig von den abzubauenden Schadstoffen stark variieren. KING et al. (1998) geben als optimalen Wassergehalt für den aeroben Schadstoffabbau 10-25 Gew.-% an.

Der Wassergehalt bzw. die Trockensubstanz im Boden wird bei Untersuchungen in der ungesättigten Zone generell angegeben. Einige Literaturquellen beschäftigen sich mit dem Zusammenhang von Wassergehalt und biologischen Abbauraten von MKW und BTEX.

Auf die bilanzierenden Laboruntersuchungen von KONING et al. (2000) wurde bereits bei der Diskussion der Porosität näher eingegangen. Der Wassergehalt nimmt Einfluss auf den Porensättigungsgrad und damit auf die potentielle Sauerstoffverfügbarkeit für mikrobielle Abbauprozesse von MKW. Untersuchungen zum Respirationsverhalten zeigen, dass die größte mikrobielle Aktivität unabhängig vom Boden in der Nähe der Plastizitätsgrenze bei einem Wassergehalt von 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität liegt. Bei Wassergehalten oberhalb der Plastizitätsgrenze ist ein Verschließen der Bodenporen mit Wasser zu beobachten, in dessen Folge der Durchströmungswiderstand für die Luft zunimmt und die mikrobiologische Aktivität auf Grund der limitierten Sauerstoffversorgung zurückgeht.

Diese Ergebnisse werden durch SCHOLZ et al. (1996) bestätigt, die für humosen und lehmigen Sand einen idealen mikrobiellen Abbau von Alkanen und Aromaten zwischen 50 und 60 % WHK_{max} (maximale Wasserhaltkapazität) bei Versuchen in Bioreaktoren feststellten. Bei geringeren Feuchten ist die Stoffwechselleistung trotz guter Sauerstoffverhältnisse schlecht, da keine zusammenhängenden Flüssigkeitsfilme vorliegen. Bei zu hohen Feuchten limitiert dagegen die schlechte Sauerstoffversorgung die Stoffwechselaktivität. DAVIS & MADSEN (1996) stellen in einem sandigen Lehm nach Lufttrocknung eine stark sinkende Zahl der Mikroorganismen gegenüber dem feuchten Boden fest; ein Abbau von Toluol ist in dem getrockneten Ansatz nicht mehr nachweisbar.

Bei Wassergehalten nahe oder oberhalb der Feldkapazität wurden bei Kontamination eines stark tonigen Bodens mit Dieselöl (5.000 mg/kg) innerhalb von 30 Tagen keine Mineralölkohlenwasserstoffe mehr im Extrakt nachgewiesen (BERRY & BURTON 1997).

Die Bodenatmung steigt mit zunehmendem Wassergehalt auf Grund der größeren Verfügbarkeit von Nährstoffen, organischem Kohlenstoff und weiteren oxidierbaren Komponenten an (NEALE et al. 2000). Bei zu hohen Wassergehalten fällt die Respirationsrate allerdings wieder ab. Das Optimum lag bei einer Wassersättigung von 42 bis 60 %. Der Wassergehalt hatte in den Versuchen gegenüber Bodenart und Schichtmächtigkeit den größeren Einfluss auf den diffusiven Sauerstoffübergang aus der gasförmigen Phase wasserungesättigter Bereiche in die wässrige Phase des gesättigten Bodenbereiches. Eine Zunahme des Wassergehaltes führte in sehr feinkörnigen Böden zu einer starken Abnahme des Sauerstoffüberganges, in sandigen Böden zu einer leichten Verringerung. Für die meisten ungesättigten Böden liegt dieser so genannte "Reaeration-Flux" bei 11.000-12.000 mg/m² d. Steigt der Wassergehalt auf über 75 % an, erreicht der "Reaeration-Flux" nur noch Werte kleiner 2000 mg/m² d.

Bei der Modellierung der Abbauprozesse an einem Kerosinschaden in der ungesättigten Bodenzone errechneten PETER et al. (2003) in der Kapillarzone einen viermal schwächeren biologischen Abbau als in der darüberliegenden trockeneren Bodenzone. Als Grund dafür werden die geringere Volatilisierung der Schadstoffe und die langsamere Sauerstoffdiffusion im Wasser gegenüber der Bodenluft angegeben.

HERS & ZAPF-GILJE (1998) bezeichnen den Wassergehalt als kritischen Parameter, da er alle Diffusions-, Advektions- und Biodegradationsprozesse in der ungesättigten Bodenzone beeinflusst. In Feldversuchen mit Schluff-Feinsandboden wurde ein direkter Einfluss der Bodenfeuchte auf Sauerstoffgehalt und BTEX-Konzentrationen in Bodenluftproben festgestellt. Bei niedrigen Wassergehalten unter statischen ("greenhouse") Bedingungen wurde eine geringere BTEX-Verflüchtigung festgestellt als unter natürlichen Bedingungen mit saisonal schwankenden Wassergehalten.

NAGANAWA & KYUMA (1992, zit. in VENKATRAMAN et al. 1998) weisen auf eine starke Sorption von Kohlendioxid in Böden mit hohen Wassergehalten und damit eine mögliche Fehlerquelle bei der Auswertung von mikrobiellen Abbauprozessen anhand von Respirationsraten hin. Gegenüber der Bodenatmung unterrepräsentierte Kohlendioxid-Gehalte auf Grund der

hohen Bodenfeuchte bestätigen auch VENKATRAMAN et al. (1998) für gering permeable Böden. Mit differierenden Sorptionseffekten von Mineralölkohlenwasserstoffen in Abhängigkeit vom Wassergehalt beschäftigen sich auch ACHER et al. (1989) und YARON et al. (1989).

Die analytische Bestimmung des Wassergehaltes bzw. der Trockenmasse im Boden wird nach DIN ISO 11465 durchgeführt.

Zusammengefasst stellt die Feuchte bzw. der Wassergehalt des Bodens einen enorm wichtigen Parameter für physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften dar. Mit dem Wassergehalt werden unter anderem die Bodenkonsistenz, die Mobilität von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen und der mikrobielle Abbau direkt beeinflusst. Der Wassergehalt im Boden nimmt im Allgemeinen mit abnehmender Korngröße zu. Mit dem Porenwasser können je nach hydrogeologischen Gegebenheiten Schadstoffe in das Grundwasser ausgetragen werden. Der Abbau von Kontaminanten wird durch zunehmende Wassergehalte positiv beeinflusst. Erst bei vollständiger Füllung der Poren kann der Wassergehalt zum Hemmfaktor für die Biodegradation werden. Nach den oben aufgeführten unabhängigen Untersuchungen liegen für den Abbau optimale Wassergehalte unabhängig von der Bodenart bei ca. 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität. Zu Grenzwerten der Bodenfeuchte, die ein Ausschlusskriterium für natürliche Selbstreinigungsprozesse bedeuten, werden in den Literaturquellen keine genaueren Angaben gemacht.

2.2.3.4 Physiko-chemische Parameter

Unter den **physiko-chemischen Parametern** werden Klima- und Milieu-Faktoren sowie die Gruppe der Elektronenakzeptoren, Elektronendonatoren und der Nährstoffe zusammengefasst.

Meteorologische Messgrößen wie **Lufttemperatur**, **Luftdruck** und **Niederschlagsmenge,** die elektrische **Leitfähigkeit** und das **Redoxpotential** des Sicker- bzw. Grundwassers sowie der **pH-Wert** in Boden und Wasser bestimmen das mikrobiologische Milieu und nehmen Einfluss auf Verteilung und Austrag der Kontaminationen im Boden.

Aufgrund der vorwiegend aeroben Bedingungen in der ungesättigten Bodenzone nehmen vor allem **Sauerstoff** bei den Elektronenakzeptoren und **Kohlendioxid** als Produkt biologischer Abbauprozesse eine sehr wichtige Rolle ein (Abb. 2.7). Für fakultativ und obligat anaerobe Abbauprozesse in anoxischen Bereichen der ungesättigten Bodenzone, in der Kapillarzone und in der gesättigten Bodenzone sind allerdings auch die Parameter **Nitrat**, **Eisen** und **Sulfat** nicht zu vernachlässigen. Beim biologischen Abbau organischer Schadstofffahnen im Grundwasser werden die Elektronenakzeptoren zeitlich und räumlich aufeinanderfolgend verbraucht.

Stickstoff- (Nitrat, Ammonium), **Phosphor-** (Phosphat) und **Kohlenstoff**gehalte stellen Indikatoren für die Nährstoffversorgung der Mikroorganismen im Boden dar. Zu den

Elektronendonatoren gehören organische Kohlenstoffverbindungen, erfassbar als **TOC** (total organic carbon) bzw. **DOC** (dissolved organic carbon) sowie **Schwefelwasserstoff** und **Methan**. Letztere dienen gleichzeitig als Anzeiger anaerober Milieubedingungen.

Aerobe Respiration

$C_6H_6 + 7{,}5\ O_2 \Rightarrow 6\ CO_2 + 3\ H_2O$

Denitrifikation

$C_6H_6 + 6\ NO_3^- + 6\ H^+ \Rightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O + 3\ N_2$

Eisenreduktion

$C_6H_6 + 30\ Fe(OH)_3 + 60\ H^+ \Rightarrow 6\ CO_2 + 78\ H_2O + 30\ Fe^{2+}$

Sulfatreduktion

$C_6H_6 + 3{,}75\ SO_4^{2-} + 7{,}5\ H^+ \Rightarrow 6\ CO_2 + 3\ H_2O + 3{,}75\ H_2S$

Methanogenese

$C_6H_6 + 4{,}5\ H_2O \Rightarrow 2{,}25\ CO_2 + 3{,}75\ CH_4$

Abb. 2.7: Stöchiometrische Bilanz beim Abbau von Benzol unter Verbrauch verschiedener Elektronenakzeptoren (nach WIEDEMEIER et al. 1995a)

2.2.3.4.1 Temperatur

Die Geschwindigkeiten, mit denen physiko-chemische und biologische Transformationsprozesse sowie Stoffwechselprozesse ablaufen, sind temperaturabhängig (LFU 1991). In Folge dessen wird auch der Abbau von organischen Substanzen und das Wachstum von Mikroorganismen durch die **Temperatur** beeinflusst.

Die Lufttemperatur bzw. die Temperatur im Boden und im Grundwasser nehmen somit auch Einfluss auf den biologischen Abbau von BTEX und MKW. Das Temperaturregime des Bodens wird durch zwei Rhythmen geprägt: den Tages- und Jahreszyklus der solaren Einstrahlung (GISI et al. 1997). Jahreszeitliche Klimaschwankungen können eine starke Variation der Abbaurate bewirken (ALEXANDER 1999). Wird mit zunehmender Temperatur auf der einen Seite die Ausgasung leichtflüchtiger Substanzen mit der Bodenluft vorangetrieben, führt eine Temperaturerhöhung andererseits auch zu vermehrter mikrobieller Aktivität und

somit zur Steigerung der Abbaugeschwindigkeit von Kontaminanten. Mit dem Ansteigen der Temperatur um 10 °C verdoppelt sich im Allgemeinen die Geschwindigkeit des Stoffwechselumsatzes (HOFFMANN & VIEDT 1998). Nach den Temperaturbereichen, in denen sie wachsen können, werden psychrophile (kälteliebende), mesophile (mittlere Temperaturen liebende) und thermophile (hitzeliebende), Mikroorganismen unterschieden (LFU 1991). In der gemäßigten Klimazone kommen im Grundwasser und in den tieferen Bodenschichten mesophile und psychrophile Bakterien nebeneinander vor. Für mesophile Bakterien liegt die optimale Wachstumstemperatur bei 20-40°C, für psychrophile bei 10-20°C.

Generell konnte bei allen hier betrachteten Feld- und Laborversuchen eine Steigerung der Abbaurate von BTEX mit zunehmender Temperatur beobachtet werden (SONG et al. 1990, MEIER-LÖHR & BATTERMANN 1998, KIM et al. 1995, COHEN et al. 1995, ONG et al. 1994, FREIJER et al. 1996).

In Säulenversuchen mit verschiedenen Mineralölkontaminationen, Bodenarten und Nährstoffzufuhren stellen SONG et al. (1990) für alle Versuchsvariationen einen optimalen biologischen Abbau bei 27 °C gegenüber 17°C und 37°C fest.

Eine Gegenüberstellung von Abbauraten und Bodentemperatur bei in-situ Respirations-Tests in kalten Regionen (ONG et al. 1994) ist der Tabelle Anhang A2-1 zu entnehmen. Trotz des generellen Trends einer zunehmenden Abbaurate mit der Temperatur, stellen ONG et al. (1994) auf unterschiedlichen Standorten um den Faktor 6 variierende Abbauraten bei gleicher Temperatur fest. Weitere beeinflussende Standort-Parameter werden allerdings nicht näher beleuchtet.

Für das Kompartiment Grundwasser geben WIEDEMEIER et al. (1994) ebenfalls eine Verdoppelung der biologischen Abbaurate pro 10°C Temperatursteigerung im Bereich von 5-25°C an. Kleiner 5°C werden sehr langsame Abbauraten bzw. Hemmeffekte festgestellt. Feld- und Laborexperimente mit kontaminiertem Oberflächenwasser zeigen, dass die Abbauraten bei einer Temperatur von 5°C (Winter) nur 11-14 % des Abbaus bei Temperaturen von 20°C (Sommer) erreichen (KIM et al. 1995, COHEN et al. 1995).

Die Lufttemperatur sollte zur allgemeinen Charakterisierung der klimatischen Standortbedingungen immer mit angegeben werden. Weiterhin werden mit der Temperatur des Bodens (Temperaturfühler) bzw. des Grundwassers (DIN 38404-C 4) Randbedingungen abgesteckt, in denen sowohl physiko-chemische als auch biologische Transformations- und Abbauprozesse ablaufen. Die Abbaugeschwindigkeit nimmt mit Temperaturerhöhung zu. Der Abbau von MKW ist im Allgemeinen bei Temperaturen zwischen 5°C und 40°C gewährleistet. Klimatische und jahreszeitliche Temperaturschwankungen können sich auf die biologische Abbauraten auswirken.

2.2.3.4.2 Luftdruck

Der **Luftdruck** wirkt sich in erster Linie physikalisch auf den Gasaustausch im Boden und damit auf die potentielle Verflüchtigung von Schadstoffen über die gasförmige Phase aus.

Als Untersuchungsparameter für kontaminierte Standorte liegen aus Veröffentlichungen kaum Angaben vor. In einem Sandboden (Mächtigkeit der ungesättigten Zone 2-3 m, Kontamination 1,5-2 m ü. GW-Spiegel) stellten NEWMAN & BARR (1997) eine deutliche Korrelation zwischen Luftdruck und Sauerstoffgehalten im Boden fest. Die Konzentration an flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (VOC = volatile organic carbon) in der Bodenluft ist dem entgegen mit dem Luftdruck negativ korreliert (MASSMANN & FARRIER 1992). Nach den Autoren können sich Luftdruckschwankungen während instabiler Wetterlagen damit auf den Sauerstoffgehalt im Boden und auf den Abbau von MKW auswirken. MASSMANN & FARRIER (1992) gehen davon aus, dass der Gasaustausch im Boden von wenigen Metern Tiefe bei Normaldruck sich bei Sturmereignissen bis in den Zehnermeterbereich ausdehnen kann. LEWITZ (2004) sieht vor allem bei geringen Schadstoffkonzentrationen eine Auswirkung von Luftdruckschwankungen auf die Messwerte in der Bodenluft. Für unverzichtbar hält er deshalb einen Abgleich der Messdaten mit den Luftdruckmessungen der letzten 48 Stunden vor der Probennahme und die Entwicklung des Luftdrucks unmittelbar vor der Probennahme.

Bei Einsatz einer Wetterstation (s. Kap. 2.2.3.4.1, 2.2.3.4.3) bietet sich die gleichzeitige Aufnahme der Luftdruckdaten an.

2.2.3.4.3 Niederschlagsmenge

Die Menge der atmosphärischen Niederschläge (Regen, Schnee, Tau, Nebel etc.) wirkt sich auf den Wasserhaushalt in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone aus (s. Kap. 2.2.3.2) und stellt damit einen entscheidenden Parameter zur Quantifizierung von Schadstoffausträgen über das Sicker- und Grundwasser dar.

Die jährlichen **Niederschlagsmenge** wird von einigen Autoren im Rahmen der Standortbeschreibungen angegeben. Abbauraten von BTEX oder MKW werden aber häufig nur in Zusammenhang mit den Parametern Wassergehalt bzw. Höhe des Grundwasserspiegels erörtert (s. Kap. 2.2.3.2). Eine direkte Bezugnahme von Niederschlagsmenge auf Abbauraten von BTEX wurde in den, im folgenden näher dargestellten, Untersuchungen von GRIFOLL & COHEN (1996) vorgenommen.

Die Verteilung des Wassers in der Bodenmatrix mit der Tiefe (und Zeit) ist gekoppelt an die Einflüsse klimatischer Schwankungen, d.h. die saisonalen Unterschiede in Niederschlagsmenge und Evapotranspiration. Über das Jahr verteilt nehmen Konvektions-, Dispersions- und Diffusionstransport unterschiedliche Anteile im auf- u. abwärts gerichteten Transport von Kontaminationen ein. In Laborversuchen mit einem oberflächlich mit Benzol kontaminierten Lehmboden wurde mit Beginn einer künstlichen Beregnung zunächst eine Verdrängung der

Bodenluft aus den Poren und damit eine verstärkte Verflüchtigung der Kontaminationen mit der Gasphase ('Volatilization-Flux') festgestellt. Während der simulierten '"Regenperiode" konnte mit dem abwärtsgerichteten Wassertransport ein starker Diffusionsfluss und damit ein Anstieg der Benzol-Konzentrationen mit der Profiltiefe beobachtet werden. In der in mitteleuropäischem Klima nicht ausgeprägten "Trockenperiode" (Temperaturen von 20-29°C) hingegen ist der Austrag von leichtflüchtigen Kontaminationen mit der Bodenluft vorherrschend. Die Abbauraten für mit 3-84 % Benzol kontaminiertem Boden lagen bei 90 % in der "Regenperiode" und 95 % in der "Trockenperiode".

Liegt hingegen die Kontaminationsquelle im Grundwasser wird mit zunehmender Bodenfeuchte und damit reduziertem Porenluftraum das Eindringen von atmosphärischem Sauerstoff in die Bodenmatrix gehemmt. FRANZMANN et al. (2002) stellen in Regenzeiten bereits ab 0,5 m u. GOK erniedrigte Sauerstoffgehalte und gegenüber der Trockenzeit höhere TPH-Gehalte in der Bodenluft fest.

Im Ergebnisbericht des Bayerischen Forschungsvorhabens "Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des natürlichen Reinigungsvermögens" (GAB 2004) wird der Einfluss von Starkniederschlägen auf das Austragsverhalten von Schadstoffen mit dem Sickerwasser betont. Bei entsprechend starken Regenfällen nimmt das Sickerwasser bevorzugte Fließwege in den Untergrund. Eine Quantifizierung des Austrages für in diesem Fall PAK konnte aufgrund der Heterogenität des Standortes nicht getroffen werden.

Die Niederschlagsmenge stellt einen wichtigen klimatischen Standortparameter dar, der sich direkt auf die **Sickerwasserrate** und den **Wassergehalt** im Boden auswirkt. Eine kontinuierliche Messung der Niederschlagsmenge mittels einer Wetterstation ist angebracht. Die in Bezug auf Lufttemperatur (Evaporation), Bewuchs (Transpiration) und Bodenart (Versickerung) ideale Niederschlagsmenge für 'Natural Attenuation' kann anhand der vorliegenden Literaturquellen nicht festgelegt werden.

2.2.3.4.4 Leitfähigkeit

Die chemischen bzw. physikalischen Vorgänge im Untergrund werden durch die Element- bzw. Ionenkonzentrationen in wässriger Lösung beeinflusst. Abhängig von den jeweiligen geologischen bzw. hydrogeologischen Randbedingungen gehen die Elemente bzw. Ionen durch Zuführung z.B. von Niederschlags- oder Sickerwasser in Lösung und werden in gelöstem Zustand weitertransportiert (LFU 1991). Die **elektrische Leitfähigkeit** dient als direkte Angabe über die Gesamt-Konzentration der Ionen im Grund- und Sickerwasser bzw. im Bodeneluat.

Obwohl die elektrische Leitfähigkeit bei der Analyse von Wasserproben als Standardparameter häufig mit angegeben wird, wurden die Zusammenhänge zum Abbau von Kohlenwasserstoffen lediglich bei KOVACS & LANDSMAN (1995) kurz beschrieben. Bei der aktiven Sanierung eines Heizölschadens in der ungesättigten Bodenzone wurde im

Grundwasser eine zeitgleich mit der Abnahme der MKW-Gehalte (von 48 mg/l auf 18 mg /l) zunehmende Leitfähigkeit (von ~0,5 mS auf ~1,5 mS) innerhalb von 3 Wochen gemessen.

Für Grundwasseruntersuchungen kann der elektrische Leitfähigkeitswert als Indikator genutzt werden, um bei der Probennahme verschiedene hydrogeologische Zonen (unter anderem die der Schadstoffquelle) zu unterscheiden (WIEDEMEIER et al. 1995b).

Die elektrische Leitfähigkeit stellt einen einfach und schnell messbaren Parameter für Veränderungen der Ionengehalte im Sicker- und Grundwasser dar. Gemäß LABO (2002) wird die elektrische Leitfähigkeit in Bodenproben (Extrakt) nach DIN ISO 11265 und in Wasserproben nach DIN EN 27888 bestimmt. Spezifische Aussagen zu Sollwertbereichen können aufgrund mangelnder Datenlage nicht getroffen werden.

2.2.3.4.5 pH-Wert und Pufferkapazität

Der **pH-Wert** ist ein Maß für die Protonenkonzentration in einer Lösung, die die Stoffwechselgeschwindigkeit und den Abbau von Kohlenwasserstoffen beeinflusst. Schwankungen des pH-Wertes vom neutralen ins eher saure bzw. basische Milieu wirken sich abhängig von den betroffenen Organismen unterschiedlich aus (HOFFMANN & VIEDT 1998). Für die meisten Bakterien (Wachstum, Stoffwechselaktivität) ist ein neutraler bis schwach alkalischer pH-Bereich optimal, viele Pilze hingegen bevorzugen ein saures Milieu. Für den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen (PHC- Petroleum Hydrocarbons) im Grundwasser geben WIEDEMEIER et al. (1995b) einen Optimalbereich von pH 6-8 an. HÖPER & WILKE (2004) setzen den für die am Abbau beteiligten Mikroorganismen günstigen pH-Bereich bei größer pH 4, besser noch bei größer pH 5 an.

Der pH-Wert steht in Zusammenhang mit der so genannten **Pufferkapazität**. Unter Pufferkapazität versteht man im Allgemeinen die Fähigkeit des Bodens bzw. des Grundwassers, pH-Wert-Schwankungen bzw. drastische Änderungen des pH-Wertes abzupuffern (LFU 1991). Die Pufferkapazität des Bodens wirkt sich nur indirekt auf den mikrobiellen Abbau aus, kann aber bei stark karbonatgepufferten Bodenschichten die Biodegradation organischer Schadstoffe sehr positiv beeinflussen (MATHER 1989). Bei der Mineralisation organischer Substanzen nimmt der pH-Wert infolge der Lösung gebildeten Kohlenstoffdioxids also der Erhöhung der H^+-Ionen-Konzentration ($CO_2 + H_2O \rightarrow H^+ + HCO_3^-$) ab, was bei schwach gepufferten Böden bzw. Grundwässern zu einer deutlichen Erniedrigung der pH-Werte und damit zur Einschränkung des mikrobiellen Abbaus führen kann (LFU 1991). In Böden mit hoher Pufferkapazität bleiben trotz intensiver mikrobiologischer Abbautätigkeit die pH-Werte annähernd konstant und optimale Milieubedingungen erhalten.

Als Indikator für die Pufferkapazität kann die **Säurekapazität** (Alkalinität) gemessen werden, die aus der Anwesenheit von Hydroxiden, Karbonaten und Bikarbonaten in einem System resultiert (WIEDEMEIER et al. 1995b). Die Säurekapazität steht im Allgemeinen in direktem

Zusammenhang mit der **Karbonathärte** des Wassers. Bei Anwesenheit karbonatischer Minerale in der Bodenmatrix gehen diese durch die gebildete Kohlensäure ($H_2CO_3 + CaCO_3 \rightarrow Ca^{2+} + 2\ HCO_3^-$) in Lösung und führen zu einer Erhöhung der Alkalinität (WIEDEMEIER et al. 1995b). BAKER et al. (2000) stellen z.B. während des Abbaus von BTEX im Grundwasser eine Erhöhung der Alkalinität (21 mg $CaCO_3$/l bei pH 5,9) im Bereich der Schadensquelle gegenüber dem Kontrollfeld (2,5 mg $CaCO_3$/ pH 5,1) fest.

Auf die Bedeutung der Pufferkapazität für den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen (TPH- total petroleum hydrocarbon) und BTEX in der ungesättigten Bodenzone verweisen auch CAPUANO & JOHNSON (1996). Ein geeigneter pH-Puffer (in diesem Fall die Oxidation von HS^- zu SO_4^{2-}) kann ein Ausfallen von Karbonatniederschlägen und damit Veränderungen in der Permeabilität des Bodens verhindern.

Die Messung des pH-Wertes erfolgt gem. LABO (2002) nach DIN ISO 10390 für Feststoffproben und DIN 38404-C 5 für Wasserproben. Als Maß für die Pufferkapazität in Sicker- und Grundwasser wird die Säurekapazität (Alkalinität) nach DIN 38409-H 7 und die Karbonathärte nach DIN 38405-D 8 bestimmt.

Dem pH-Wert kommt aufgrund seiner milieubestimmenden Eigenschaften eine wichtige Bedeutung zu. Neutrale bis schwach alkalische pH-Bedingungen und eine hohe Pufferkapazität wirken sich vorteilhaft auf den mikrobiellen Abbau von MKW aus. Saure pH-Werte führen dagegen zu eingeschränkter Aktivität der Mikroorganismen.

2.2.3.4.6 Redoxpotential

Eine weitere Einflussgröße ist das **Redoxpotential** (Redoxspannung [Eh]), welches sich durch eine Vielzahl von Elektronentransfer-Prozessen aufbaut und in dem sich das Verhältnis der Konzentrationen aller oxidierten und reduzierten Stoffe wiederspiegelt (HOFFMANN & VIEDT 1998). Das Redoxpotential dient als Indikator für die Tendenz eines Systems, Elektronen aufzunehmen bzw. abzugeben und ist unter anderem vom Sauerstoffgehalt und damit indirekt vom Wassergehalt, pH-Wert, der Temperatur und dem Gehalt an abbaubarer organischer Substanz abhängig (KÄSTNER et al. 1995). In Abbildung 2.8 sind die Redoxpotentiale verschiedener **Elektronenakzeptoren** in aerobem und anaerobem Milieu zusammengestellt.

In kontaminierten Grundwässern stehen Redoxreaktionen und biologische Abbauraten in Wechselwirkung miteinander. Die Redoxreaktionen werden durch ablaufende Abbauprozesse beeinflusst, umgekehrt wirken sich Veränderungen des Redoxpotentiales aber auch auf die mikrobielle Abbaurate aus (WIEDEMEIER et al. 1995b).

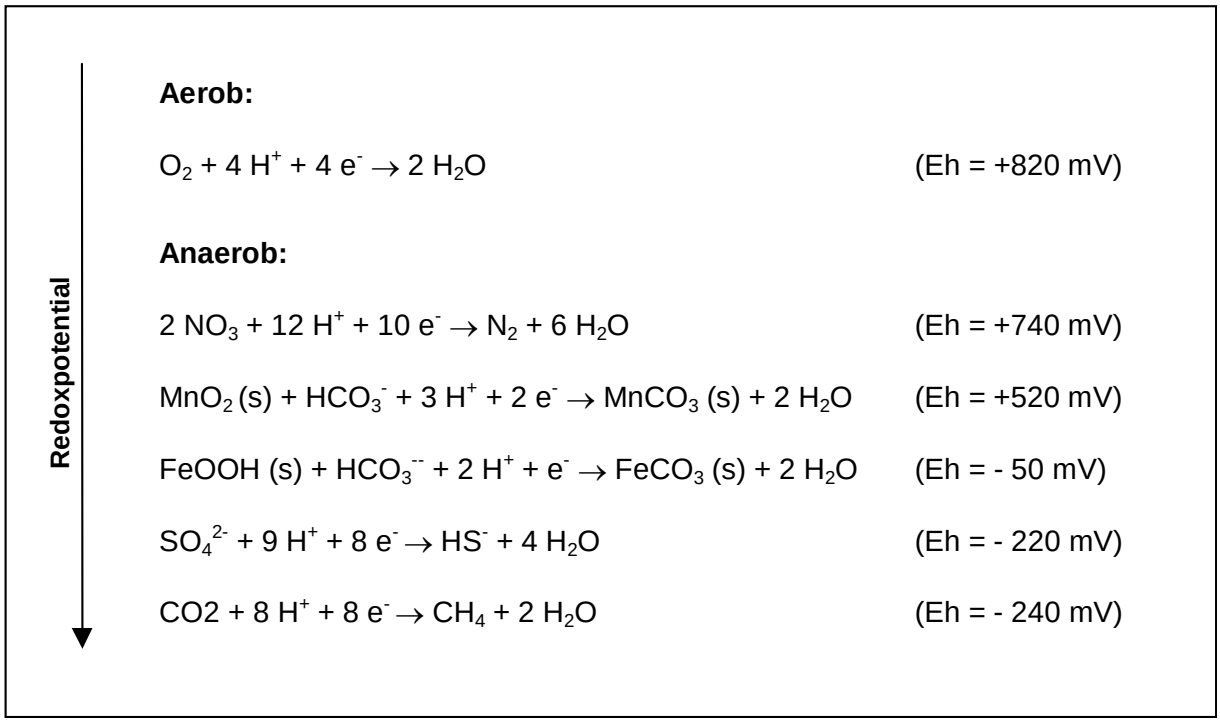


Abb. 2.8: Redoxpotential verschiedener Elektronenakzeptoren bei pH = 7, T = 25°C (aus WIEDEMEIER et al. 1995b)

Die Effekte eines reduzierenden oder oxidierenden Milieus auf den biologischen Abbau werden in der Literatur v.a. anhand des Sauerstoff-Gehaltes (s. Kap. 2.2.3.4.7) diskutiert. Das Redoxpotential im Grundwasser stellt einen einfach messbaren Vor-Ort-Parameter (DIN 38404-C 6) mit hoher Aussagekraft dar.

2.2.3.4.7 Sauerstoff

Sauerstoff ist insbesondere für den ungesättigten Bodenbereich der wichtigste **Elektronenakzeptor** aufgrund des hohen Energiegewinnes beim Abbau organischer Substanzen. Abbildung 2.7 (Kap. 2.2.3.4) zeigt den Umsatz von Kohlenwasserstoff-Verbindungen aus Treibstoffen am Beispiel von Benzol. Aus den Reaktions-Gleichungen wird die an den Sauerstoff-Verbrauch gekoppelte **Kohlendioxid**-Zunahme deutlich. Damit lassen Sauerstoff-Verbrauch und Kohlendioxid-Produktion Rückschlüsse auf den den mikrobiellen Schadstoffabbau zu.

Dem molekularen, nicht gebundenen Sauerstoff kommt auch beim Abbau organischer Schadstoffe als Elektronenakzeptor eine Schlüsselposition zu (HOFFMANN & VIEDT 1998). Die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Boden kann prinzipiell durch Diffusion und Konvektion erfolgen, wobei der natürliche konvektive Sauerstofftransport (z.B. über Luftdruckschwankungen) in der Regel zu vernachlässigen ist (KONING et al. 2000). Der

diffusive Sauerstofftransport (bzw. der Sauerstoffdiffusionskoeffizient) wird unter anderem durch die Einflussgrößen Partikel-/ Porengröße, Wassergehalt und Lagerungsdichte (s.o.) bestimmt.

Aufgrund der Modellierung biologischer **Abbauraten** über den Sauerstoffverbrauch in **Respirationstests** sowie durch den Einsatz von Sauerstoff in aktiven Sanierungsmaßnahmen ("bioventing") steht zu diesem Parameter umfangreiches Datenmaterial aus den Kompartimenten Boden, Grundwasser und Bodenluft zur Verfügung. Die Konzentrationsbereiche der Kontaminationen lagen bei 300-22.000 mg MKW /kg Boden und 0,03-6.800 mg BTEX /kg Boden bzw. max. 5 Gew.-% Rohöl. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden im Folgenden zusammengefasst.

Mit MKW kontaminierte Böden weisen gegenüber unbelasteten Böden stets geringere Sauerstoffgehalte und erhöhte Kohlendioxidkonzentrationen auf. Für die ungesättigte Bodenzone werden so genannte Respirationstests in-situ, d.h. mit Hilfe von Gasproben aus Bodenluftpegeln (DAVIS et al. 1998a, HERS & ZAPF-GILJE 1998, HERS et al. 2000, ONG et al. 1994, NEWMAN & BARR 1997) oder im Labor mit Säulenversuchen oder Mikrokosmen (WIDRIG & MANNING 1995, LEE 1993, HUESEMANN & MOORE 1994, HUPE et al. 1998) bestimmt. Ein Monitoring der O_2/CO_2-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Versuchsdauer und der Tiefenverteilung im Bodenprofil ermöglicht unter Berücksichtigung der Ausgangskonzentrationen von Kontaminanten und Parametern eine Berechnung der mikrobiellen Abbaurate. Dabei korreliert der Sauerstoff-Verbrauch mit dem Abbau von Kohlenwasserstoffen (HUESEMANN & MOORE 1994) bzw. steht in direktem proportionalen Zusammenhang (OSTENDORF & KAMPBELL 1991, ONG et al. 1994).

Eine tiefenabhängige Verteilung der Sauerstoff- und Benzolkonzentrationen beim Abbau von BTEX in der wasserungesättigten Bodenzone ist beispielhaft in Abbildung 2.9 (HERS et al. 2000) dargestellt. Die jahreszeitlich unterschiedlichen Sauerstoffgehalte in geringen Tiefen sind nach den Autoren auf schwankende Wassergehalte im Boden zurückzuführen. Nach längeren Regenperioden stellen sich niedrigere Sauerstoffgehalte ein, da der Austausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre durch die Bodenfeuchte gehemmt wird. Die deutliche Sauerstoffabnahme mit der Tiefe wird unter anderem durch biologische Abbauprozesse hervorgerufen.

Liegt dagegen eine Schadstofffahne im Grundwasser vor, erfolgt der Abbau überwiegend in der Kapillarzone (LAHVIS et al. 1999, CHAPLIN et al. 2002). Aufgrund abnehmender MKW- und BTEX-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung vom Grundwasserspiegel sinken die biologischen Abbauraten trotz einer verbesserten Sauerstoffversorgung durch Diffusion von der Bodenoberfläche. Wechselnd aerobe und anaerobe Verhältnisse, wie sie in der Kapillarzone vorliegen, führten bei Experimenten im Labor- und Feldmaßstab (Bodenart Sand) sogar zu geringfügig höheren Mineralisierungsgraden als unter rein aeroben Bedingungen (LÖSER et al. 1999).

Der absolute Sauerstoffverbrauch ist unter anderem von der Konzentration der abbaubaren Kohlenwasserstoffe abhängig. Bei der oberflächigen Dotierung eines Bodens (A-, B-, C-

Horizont) mit Toluol zeigten sich sinkende Sauerstoffgehalte mit Erhöhung der Toluol-Konzentrationen (ALLEN-KING et al. 1994b).

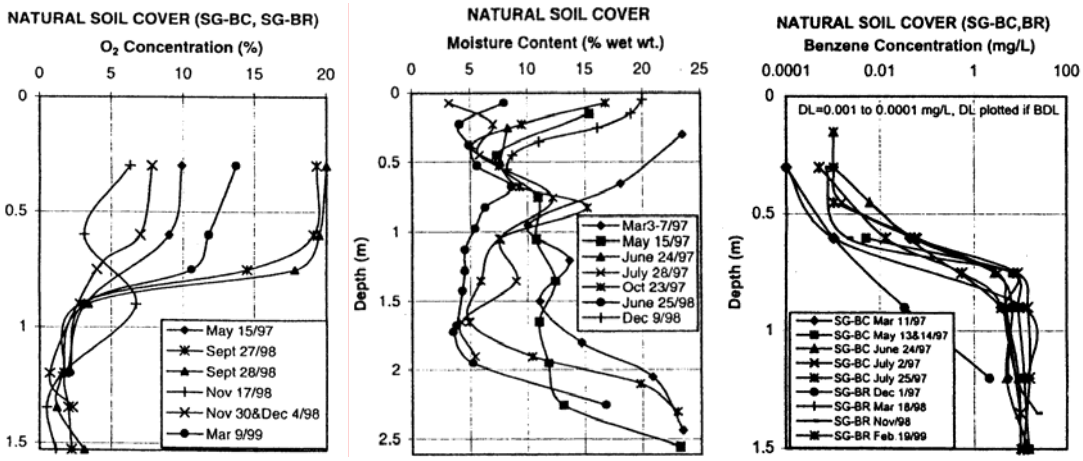


Abb. 2.9: Tiefenabhängige Verteilung des Wassergehaltes, der Sauerstoff- und Benzol-konzentrationen (HERS et al. 2000)

Über die Sollwertbereiche der **Sauerstoffkonzentrationen**, die eine effektive Stimulierung der mikrobiellen Abbauprozesse bewirken, gibt es unterschiedliche Erkenntnisse:

a) Zunehmende Sauerstoffgehalte führen zu einer Steigerung der Abbaurate.

Labortests (HUESEMANN & MOORE 1994, HUPE et al. 1998) und in-situ- Respirationstests (ONG et al. 1994) zeigen, dass je weniger Sauerstoff zur Verfügung steht, desto geringer die Abbaurate ist. Der für die Mineralisierung angegebene Sauerstoffverbrauch liegt je nach Versuchsaufbau und –dauer bei mehreren Vol.-Prozent O_2. Eine genaue Auflistung der Sauerstoffgehalte in Zusammenhang mit Abbauraten ist der Übersichtstabelle im Anhang A 2-1 zu entnehmen.

Labor-Messungen des Sauerstoffverbrauches in 3 verschiedenen Böden ergaben zum Beispiel einen bis zu doppelt so hohen mikrobiellen Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in reiner Sauerstoff-Atmosphäre im Vergleich zu Normalluft (HUESEMANN & MOORE 1994).

b) Zunehmende Sauerstoffgehalte führen nur bis zu einer bestimmten Konzentrationsgrenze (< 1-5 Vol.-%) zu einer Steigerung der Abbaurate. Bei Überschreitung dieser Gehalte ist Sauerstoff nicht mehr der limitierende Faktor und Konzentrationsänderungen führen nur unwesentlich zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität.

In Untersuchungen unterschiedlicher Aquifere (Toluol-Belastung 500 bzw. 900 µg/l Wasser) wurde festgestellt, dass der Sauerstoffgehalt zwar unterhalb von 5 Vol.-% O_2 im Boden bzw. 2 mg/l im Grundwasser die entscheidende Einflussgröße für den biologischen Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen ist, oberhalb dieser Werte jedoch keinen Einfluss auf die Abbaurate hat (BROWN et al. 1995). Bodenluftmessungen über Grundwasserkontaminationen zeigen einen drastischen Rückgang der Sauerstoffgehalte bis hin zu anaeroben Verhältnissen, gekoppelt mit einer Zunahme der Kohlendioxidgehalte nahe der Schadstoffquelle (BHUPATHIRAJU et al. 2002). In der ungesättigten Bodenzone stellen NEWMAN & BARR (1997) keine Limitierung im Abbau von Diesel bei Gehalten oberhalb von 2-4 % Sauerstoff im Boden und einen eingeschränkten Abbau bis 1 % Sauerstoff fest. Bioreaktortests führten ebenfalls zu dem Ergebnis, dass mit einer Erhöhung der Sauerstoffgehalte oberhalb von 1 Vol.-% O_2 keine signifikante Änderung der Abbaurate bewirkt wird (HUPE et al. 1998). Eine beginnende Sauerstofflimitierung wurde kleiner 2 Vol.-% gemessen.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass die Sauerstoffverfügbarkeit als eine der entscheidenden Einflussgrößen für natürliche Selbstreinigungsprozesse im Boden betrachtet wird. Die Messung der Konzentrationsänderungen gibt wichtige Hinweise auf die Abbaugeschwindigkeit von MKW und BTEX. Erfolgt ein unzureichender Abbau von potentiell leicht abbaubaren Stoffen so liegt häufig ein Sauerstoffmangel vor (FRITSCHE 1998). Sauerstoffgehalte in der Bodenluft werden gem. BBODSCHV (1999) nach den VDI-Richtlinien VDI 3865-2 (1998) und im Grundwasser gem. LABO (2002) nach DIN EN 25814 erfasst.

2.2.3.4.8 Kohlendioxid

Auf die Bedeutung von **Kohlendioxid** als Abbauprodukt in mikrobiologischen Prozessen wurde bereits in Zusammenhang mit dem Parameter Sauerstoff eingegangen (s. auch Abb. 2.7). Generell ist in der ungesättigten Bodenzone von einem Kohlendioxidanstieg bei der Mineralisierung von MKW und BTEX auszugehen.

Trotzdem kann die direkte Übertragung von Kohlendioxid-Messergebnissen auf **Abbauraten** von Kontaminanten aufgrund von Wechselwirkungen mit natürlichen Puffersystemen problematisch sein. In wässriger Phase wirkt der natürliche Karbonat-Puffer als Kohlendioxid-Senke und führt somit zu niedrigeren Gesamtgehalten.

In der Literatur werden Kohlendioxidgehalte aufgrund der mit Sauerstoff gekoppelten Messung in Respirationstests häufig als Parameter angegeben. In Labor- und Feldversuchen wurde der zu erwartende Kohlendioxidanstieg bei gleichzeitigem Sauerstoffverbrauch beim Abbau von Kontaminanten beobachtet. Die Kohlendioxid-Produktion als quantitativer Messparameter der Mineralisierungsrate von Kohlenwasserstoffen allgemein stellen FREIJER et al. (1996) bei Gehalten > 1.000 mg/kg fest. Je nach Versuchsaufbau wurden

Kohlendioxidzunahmen von bis zu 10 % beobachtet (WIDRIG & MANNING 1995, ALLEN-KING et al. 1996, LAHVIS & BAEHR 1996, HINLEIN & KELLEY 1999). Eine im Vergleich zum Sauerstoffverbrauch zu geringe Kohlendioxid-Produktion gibt Hinweise auf unvollständige Mineralisation (ALLEN-KING et al. 1996).

Kritischer beleuchten BAKER et al. (2000) über Respirationstests errechnete Abbauraten. In Laborversuchen wichen die für BTEX-dotierten Sand errechneten Abbauraten bis zu ± 50 % von den absoluten Kohlenwasserstoffverlusten ab. Des Weiteren verweisen sie darauf, dass die abiotische Kohlendioxid-Produktion durch Lösungsvorgänge in Sedimenten mit karbonatischen Mineralen zu höheren CO_2-Raten im Vergleich zum Abbau von Kohlenwasserstoffen führt.

Im Grundwasser kann zu Kohlendioxid mineralisiertes Mineralöl als gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC = dissolved inorganic carbon) erfasst werden (ZEYER et al. 1999). Da sich die Bildung von DIC im Bereich einer Schadstofffahne aus der Mineralisierung von Mineralöl, der Auflösung von karbonatischen Mineralen in der Gesteinsmatrix des Aquifers und der Mineralisierung von organischem Kohlenstoff aus dem zufließendem Grundwasser zusammensetzt, kann der DIC alleine nicht als Maß für die Effizienz von Selbstreinigungsprozessen gewertet werden. Erst durch Analyse der Kohlenstoffisotope und mathematische Verfahren konnte berechnet werden, dass in den untersuchten Fallstudien 88 % des DIC aus der Mineralisierung von Mineralöl stammten.

Das durch biologische Abbauprozesse gebildete Kohlendioxid führt zu einer Aufhärtung des Sicker- und Grundwassers. Die Säurekapazität (DIN 38409-H 7) und die Karbonathärte (DIN 38405-D 8) im Wasser stellen damit einen einfach messbaren Parameter für natürliche Selbstreinigungsprozesse dar.

Die Bestimmung der Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft wird gem. BBODSCHV (1999) nach den VDI-Richtlinien VDI 3865-2 (1998) durchgeführt. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf biologische Abbauraten sind die Randbedingungen, wie z.B. der karbonatische Anteil im Boden, zu berücksichtigen.

Da Kohlendioxid nur unter strikt anaeroben Bedingungen als Elektronenakzeptor fungiert (SCHLEGEL 1992), kann dieser Aspekt in der ungesättigten Bodenzone vernachlässigt werden und wird hier nicht weiter ausgeführt.

2.2.3.4.9 Nitrat

Nitrat wird von Mikroorganismen a) unter aeroben und anaeroben Bedingungen als Stickstoffquelle für die Synthese von Zellbestandteilen (assimilatorische Nitratreduktion) und b) unter anaeroben Bedingungen für die Nitrat-Atmung (dissimilatorische Nitratreduktion) genutzt (SCHLEGEL 1992). Für den Abbau organischer Substanzen und damit auch die

Mineralisierung von Kontaminanten ist die dissimilatorische Nitratreduktion von Bedeutung. Hierbei können die Prozesse der **Denitrifikation** und der Nitrat-Ammonifikation unterschieden werden.

Denitrifizierende Bakterien sind in der Lage, Nitrat über Nitrit zu gasförmigem Stickstoff zu reduzieren (SCHLEGEL 1992). In Abwesenheit von Sauerstoff wird in den aeroben Bakterien das zur Denitrifikation nötige Enzymsystem induziert und Nitrat als terminaler Elektronenakzeptor genutzt. Nitrat kann auch fakultativ anaeroben Bakterien als Elektronenakzeptor dienen. Bei dieser so genannten Nitrat-Ammonifikation wird zunächst Nitrat zu Nitrit reduziert. Statt einer Umsetzung zu gasförmigem Stickstoff wird Nitrit durch Vergärung ohne direkten Energiegewinn weiter zu Ammonium reduziert (SCHLEGEL 1992). Der Prozess der Denitrifikation wird gegenüber der Nitrat-Ammonifikation wegen seines höheren Energiegewinnes für die Mikroorganismen bevorzugt (WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESSOURCES 1999). Sie liefert nach der aeroben Respiration den größten Energiegewinn beim Umsatz kohlenwasserstoffhaltiger Verbindungen (vgl. Abb. 2.8).

Der Zusammenhang von Nitratgehalten und Abbauraten in Selbstreinigungsprozessen oder aktiven Sanierungsmaßnahmen wird meist im Hinblick auf das Kompartiment Grundwasser und nur peripher für die ungesättigte Bodenzone untersucht. Da aber gerade im Bereich der Kapillarzone von zeitweise anaeroben Bedingungen, in denen die denitrifizierenden Abbauprozesse greifen, ausgegangen werden muss, werden im folgenden auch die Literaturdaten aus der wassergesättigten Zone berücksichtigt.

LFU (1991) nennt zwei eindeutig nachgewiesene Wirkungen von Nitrat im reduzierenden Milieu:

a) Es ermöglicht die biologische Oxidation von Eisen (II) zu Eisen (III).

b) Es ermöglicht den Abbau organischer Substanzen mit OH- und COOH-Gruppen.

Damit ist Nitrat z.B. bei Schadensfällen mit Mineralölkohlenwasserstoffen vor allem indirekt am Abbau der Kontaminanten beteiligt ist. Seine Hauptfunktion ist die Entlastung des Sauerstoffbudgets in reduzierendem Milieu. Der in das anaerobe Milieu diffundierende Sauerstoff wird sofort durch biologischen (Teil-)Abbau von Kontaminanten und natürlichen organischen Substanzen sowie durch die biologische und chemische Oxidation von Ionen verbraucht. Die Produkte können dann bei Sauerstoffdefizit von Denitrifikanten weiter verwertet werden. Das pH-Optimum der Denitrifikation liegt schwerpunktmäßig bei pH 7-8.

BTEX- und MKW-belastetes Grundwasser weist im Bereich von Schadensquellen und im Abstrom eine deutliche Abnahme der Nitratgehalte im Vergleich zum Anstrom auf (BORDEN et al. 1995, HUTCHINS et al. 1995a und 1995b, SITTLER & CROSSMANN 1997, NEWELL et al. 1999, RIFAI et al. 1995). In Untersuchungen 7 verschiedener Standorte wurden bei Gesamt-Abbauraten von 7,7-31,6 mg/l MKW allein durch Nitratreduktion 0,2-4,5 mg/l MKW abgebaut (NEWELL et al. 1999). Die artifizielle Steigerung der Nitratgehalte bewirkte sowohl in Labor- als auch in Feldversuchen eine erhöhte Abbaugeschwindigkeit (ALLEN-KING et al. 1994a, MEIER-LÖHR & BATTERMANN 1998, ECKERT et al. 1998, CHAPELLE 1999).

Auch in der ungesättigten Bodenzone wird Nitrat bei geringer Sauerstoffverfügbarkeit, wie z.B. in gering permeablen Böden, zu einem effektiven **Elektronenakzeptor**. In Säulenversuchen wurden mit Zugabe einer gesättigten Nitratlösung bis zu 4fache Abbauraten gegenüber einer Kontrollsäule erzielt (VENKATRAMAN et al. 1998). Bei Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen wurde ein hoher Abbau von MKW unter Nitrat- und Sulfatreduzierenden Bedingungen (47 bzw. 54,5 %) festgestellt (BOOPATHY 2003). Unter Zugabe einer Mischung aus verschiedenen Elektronenakzeptoren wurde sogar ein Abbau von 81 % der Ausgangskonzentration erreicht.

Die Bestimmung der Nitratgehalte in Bodenproben (DIN 38409-H 28) und im Sicker- bzw. Grundwasser (DIN EN ISO 10304-1) ist von maßgeblicher Bedeutung beim Monitoring natürlicher Selbstreinigungsprozesse. Abnehmende Nitratgehalte weisen auf einen Verbrauch durch mikrobielle Abbauprozesse von MKW und ein zumindest zeitweises Sauerstoffdefizit hin. Auf die Funktion von Nitrat als Nährstoff wird in Kapitel 2.2.3.4.12 näher eingegangen.

2.2.3.4.10 Eisen

Beim Verbrauch der **Elektronenakzeptoren** kann neben der Denitrifikation eine Manganreduktion und eine Freisetzung von leichtlöslichem **Eisen(II)** durch Reduktion von Eisen(III)-hydroxiden stattfinden. In der Literatur werden die Eisenreduktion wie auch die Sulfatreduktion und die Methanogenese aufgrund der Verknüpfung der verschiedenen Abbauphasen häufig zusammen diskutiert (REICHERT et al. 1998, RÜGGE et al. 1998, RIFAI et al. 1995, ZEYER et al. 1999, SUBLETTE et al. 1997, SWANSON 1999, WIEDEMEIER et al. 1999, SCHULZE-MAKUCH (1998), PROMMER et al. 1998).

Unter anaeroben Bedingungen bildet sich beim Schadstoffabbau im Grundwasser zwischen nitratreduzierenden und sulfatreduzierenden Bedingungen eine Zone der **Eisenreduktion** aus. Mit Hilfe der natürlichen Hintergrundgehalte an Eisen(II) und den Messwerten an gelöstem Eisen kann die Biodegradation durch Reduktion von Eisen(III) abgeschätzt werden (WIEDEMEIER et al. 1995b). Für den Abbau von 1 mg/l BTEX wird eine Eisen(II)-Produktion von 21,8 mg/l angenommen. Die Erhöhung des Fe(II)/Fe(III)-Verhältnisses in Bodenproben eines kontaminierten Aquifers weisen SUBLETTE et al. (1997) ebenfalls der anaeroben Biodegradation von Kohlenwasserstoffen durch Eisenreduktion zu. In Fallstudien zur natürlichen Selbstreinigung einer Schadstofffahne aus einem leckenden Heizöltank wurde eine schlagartige Zunahme der Fe^{2+}-Konzentration im Bereich des Schadensherdes (0,2 mMol) gegenüber dem Anstrom (< 0,05 mMol) gemessen (ZEYER et al. 1999).

Die Bestimmung der Eisengehalte in Wasserproben erfolgt gem. LABO (2002) nach DIN EN ISO 11885 (Nachweisgrenze 0,02 mg/l) oder DIN 38406-E 1 (Nachweisgrenze 0,01 mg/l).

Über Veränderungen der Eisengehalte in der ungesättigten Bodenzone bzw. im Sickerwasser liegen keine Literaturdaten vor. Auf die Funktion von Eisenoxiden im Boden wurde bereits in Kapitel 2.2.3.3 eingegangen. Die quantitative Bestimmung von Eisen in Feststoffen kann nach Probenaufschluss gemäß DIN 38406-E 1 erfolgen. Eine Regelung nach BBODSCHV (1999) liegt nicht vor.

2.2.3.4.11 Sulfat

Im aufeinander folgenden Verbrauch der **Elektronenakzeptoren** folgt die **Sulfatreduktion**, bei der Sulfat-Ionen zu Schwefelwasserstoff reduziert werden. Im Gegensatz zu den nitratreduzierenden Bakterien sind die sulfatreduzierenden Bakterien obligat anaerobe Organismen und damit an streng anaerobe Bedingungen gebunden (SCHLEGEL 1992).

Wie bei Nitrat werden in der Literatur überwiegend die Sulfatgehalte in Zusammenhang mit dem Abbau von MKW und BTEX im gesättigten Bodenbereich betrachtet.

Im Grundwasser geben sinkende Sulfat-Gehalte einen Hinweis auf dessen Verbrauch in biologischen Abbauprozessen. Wiederum ist ein Sulfatmangel direkt an der Schadensquelle und eine Steigerung der Gehalte mit zunehmender Entfernung zu beobachten (ZEYER et al. 1999, REICHERT et al. 1998, SUBLETTE et al. 1997, RIFAI et al. 1995, NEWELL et a. 1999, RÜGGE et al. 1998, SWANSON 1999, WIEDEMEIER et al. 1999, SCHULZE-MAKUCH (1998), PROMMER et al. 1998, DAVIS et al. 1994). WIEDEMEIER et al. (1995b) geben für 1 mg/l Sulfat einen BTEX-Abbau von 0,21 mg/l an.

Auf den häufig unterschätzten Einfluss sulfatreduzierender und methanogener Prozesse beim mikrobiellen Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen im Grundwasser verweisen ZEYER et al. (1999). In zwei Fallstudien wurde neben Nitrat ein deutlicher Verbrauch von Sulfat im Bereich des Schadensherdes festgestellt.

SUBLETTE et al. (1997) stellten trotz der Sulfat-Abnahme bzw. einer vollständigen Abwesenheit im Grundwasser in den Bodenproben der gesättigten Zone keine Veränderungen der Sulfat-Gehalte fest. Diese Ergebnisse sind etwas fragwürdig, da nach den Autoren der Sulfat-Bedarf im Grundwasser durch Lösung von Sulfatmineralen aus dem Boden gedeckt wird. Eine gleichzeitige Ausfällung von Eisensulfid-Niederschlägen im Boden wird auf die Sulfatreduktion zurückgeführt.

In Sickerwasserproben aus mineralölkontaminierten mittel-grobkörnigen Sanden konnten CAPUANO & JOHNSON (1996) hingegen steigende Sulfat-Gehalte mit zunehmendem Abbau beobachten. Während der Abbauprozesse stabile pH-Werte um den Neutralpunkt geben den Hinweis auf eine Pufferung durch die Oxidation von HS^- zu SO_4^{2-}. Die Quelle des Schwefelwasserstoffes liegt wahrscheinlich in schwefelhaltigen Substanzen von Mineralöl. Ob in diesem Fall Sulfat auch als Elektronenakzeptor einen Anteil am biologischen Abbau von MKW hat, wird in der Veröffentlichung nicht geklärt.

Bei ausreichenden Sauerstoffverhältnissen im Boden sollte das Phänomen der chemischen Schwefeloxidation bedacht werden. Des Weiteren ist der Einfluss sulfathaltiger Minerale im Boden bzw. die Lösung von Ionen mit dem Sickerwasser und die Zufuhr von Sulfat mit dem Niederschlag abzuwägen (vgl. Kap. 2.2.3.3.10). Schlussfolgernd bedeutet dies, dass Veränderungen der Sulfatgehalte in der ungesättigten Bodenzone keinen eindeutigen Indikator für mikrobiologische Abbauvorgänge darstellen, weil hier gegenläufige oben beschriebene Prozesse wirken. Im Grundwasser hingegen ist eine Messung der Sulfatgehalte (DIN EN ISO 10304-1) zur Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse angezeigt.

2.2.3.4.12 Stickstoffquellen/ Ammonium

Nährstoffe sind für die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen und damit auch für den biologischen Abbau von Kontaminanten von Bedeutung. **Stickstoff** und Phosphor spielen dabei eine Schlüsselrolle, da sie in besonders hohen Konzentrationen benötigt werden (Makroelemente) und kontaminierte Böden aus diesem Grund häufig an beiden Elementen verarmt sind (HOFFMANN & VIEDT 1998). Aber auch weitere Elemente wie z.B. Kalium, Magnesium, Calcium, Natrium und Eisen sowie Spurenelemente (Zink, Mangan, Selen, Cobalt, Kupfer, Nickel) gehen für den mikrobiologischen Stoffwechsel benötigte Verbindungen ein. Ein nicht gedeckter Nährstoffbedarf kann sich also limitierend auf die Abbaukapazität auswirken.

Die für einen optimalen Abbau eines Schadstoffes benötigte **Gesamtstickstoff**menge ergibt sich aus dem so genannten C:N:P-Verhältnis, mit dem das Verhältnis von Kohlenstoff in der organischen Substanz zum Stickstoff- bzw. Phosphorgehalt im Boden gemeint ist. C:N:P-Verhältnisse von 100:15:2 bis 100:10:1 wirken sich im Allgemeinen günstig auf Wachstumsbedingungen und Schadstoffabbau aus (ALEF 1994). In Abhängigkeit von den Standortfaktoren kann sich das optimale Verhältnis verschieben.

Zu Veränderungen der natürlichen Nährstoffverhältnisse bei Selbstreinigungsprozessen liegen keine Literaturdaten vor. Die ausgewerteten Untersuchungen beschränken sich auf den additiven Einsatz von Stickstoff bzw. Ammonium in Labor- und Feldversuchen.

ALLEN-KING et al. (1994a / 1994b) stellen eine Steigerung der Abbaurate von BTEX mit Zugabe von Ammonium fest. In Mikrokosmen (A-, B- und C-Horizonte) mit limitierter Stickstoff-Verfügbarkeit wurde mit Zugabe von Ammonium in hohen Konzentrationen (2.000-2.800 mg N/ kg Boden) eine Steigerung der Abbaurate von Toluol um das bis zu 100fache erreicht (ALLEN-KING et al. 1994a). Diese Ergebnisse wurden in weiteren (Feld-)Versuchen mit verschiedenen Toluol-Konzentrationen (oberflächige Dotierung) bestätigt (ALLEN-KING et al. 1994b). Eine toxische Wirkung wird trotz der extrem hohen Schadstoff-Konzentrationen von den Autoren nicht beschrieben. In Bioreaktor-Tests bei 20°C wurde ebenfalls eine erhöhte Abbauaktivität mit Stickstoff-Zugabe erreicht (NOCENTINI et al. 1998). Das optimale C:N-Verhältnis wird hier mit 50:1 angegeben.

CARRERA et al. (1997) erreichten in einem hochkontaminierten Boden (8 % Öl) bei Zugabe von Nährstoffen im Verhältnis C:N:P von 150:1:0,25 eine Biodegradation von 45 % und mit Zugabe eines sich langsam freisetzenden Düngers ("slow-release-fertilizer") eine Biodegradation von 54 % gegenüber 21 % Biodegradation ohne zusätzliche Nährstoff-Zufuhr.

Ähnliche Resultate finden DRAKE et al. (1995), die mit einer wöchentlichen Nährstoffzugabe einen 60% höheren Abbau von Raffinerie-Öl gegenüber dem Kontrollversuch erzielten. NOVAK et al. (1995) ermitteln in mit Mineralöl-dotierten (54.000 mg/kg) und 2 Jahre gealterten Böden 33-50% höhere Abbauraten unter Nährstoffzugabe. Die Höhe des Abbaus hängt dabei nach MARGESIN et al. (2000) nicht nur von der Nährstoffkonzentration sondern auch von der Nährstoffquelle ab.

BAKER et al. (1994) stellen in Säulenversuchen mit sandigem Lehm (natürliche Stickstoffgehalte 2,9 mg NH_4^+-N/ kg und 2,0 mg NO_3-N/ kg) nur bei Zugabe von geringer Menge NH_4/ NO_3 eine erhöhte Toluol-Mineralisation fest. Während bei einer Erhöhung der Stickstoff-Konzentrationen bis 10 mg /kg Boden eine Stimulierung, d.h. eine Erhöhung der Abbaurate um den Faktor 1,5 beobachtet wurde, setzten bei 40 mg /kg bereits Hemmeffekte ein. Obwohl solche Konzentrationen noch keine toxische Wirkung auf die Mikroorganismen im Boden haben sollten, ist nach BAKER et al. (1994) nicht auszuschließen, dass bestimmte Arten in ihren Abbauprozessen gehemmt werden.

Dem entgegen stellten WIDRIG & MANNIG (1995) fest, dass die natürlichen Nitratgehalte (hier: 0,5 mg/kg) für die Stickstoffversorgung während des Abbaus von Dieselöl ausreichend sein können. Bei Säulenversuche mit verschiedenen Nährlösungen wurden 97 % des zugegebenen Ammoniums (10 mg/l NH_4^+-N) im Eluat wiedergefunden, wohingegen Nitrat und Nitrit unter der messbaren Nachweisgrenze lagen. Daraus schließen die Autoren, dass unter bestimmten Bedingungen (6.200 mg/kg Dieselöl, Sand-Schluff-Tonboden, Nitratgehalt 0,5 mg/kg, etc.) die Nährstoffgehalte nicht die limitierenden Faktoren im Schadstoffabbau sind.

Für die quantitative Bestimmung des Gesamtstickstoffgehaltes im Boden wird DIN ISO 11261, für Nitrat- und Ammoniumgehalte DIN 38409-H 28 eingesetzt. Für Wasserproben empfiehlt LABO (2002) die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs nach DIN 38406-E 5 oder DIN EN ISO 11732.

Festzuhalten bleibt, dass der Stickstoffgehalt einen wichtigen Parameter für Veränderungen in der Nährstoffsituation durch natürlicher Selbstreinigungsprozesse MKW- und BTEX-belasteter Böden darstellt und damit indirekt starke Auswirkungen auf die mikrobielle Aktivität im Boden hat. Tendenziell wurden unter Stickstoffversorgung im Überschuss höhere Abbauraten von MKW erzielt. Hemmeffekte ab einer Konzentration größer 40 mg N/ kg Boden wurden nur in einem Fall beschrieben (BAKER et al. 1994). BOSSERT & COPMPEAU (1998) geben toxisch Effekte bei C:N-Verhältnissen kleiner 20:1 an. Eine repräsentative Untergrenze, ab der limitierende Effekte durch Stickstoffunterversorgung einsetzen, kann anhand der aufgeführten Literaturdaten nicht festgesetzt werden.

Der Parameter 'Ammonium' wird unter dem Kapitel 'Potentielle Nitrifikation' (Kap. 2.2.3.5.3) noch genauer behandelt.

2.2.3.4.13 Phosphor/ Phosphat

Phosphor gehört mit zu den wichtigsten der für den Stoffwechsel benötigten Elemente. In der Biosphäre liegt es nahezu ausschließlich in Form von Phosphaten vor (SCHLEGEL 1992). Auf die Bedeutung der **Nährstoffe** für die Abbauleistung von Mikroorganismen wurde im vorherigen Abschnitt bereits eingegangen. Das für den optimalen Abbau von Schadstoffen angegebene Verhältnis von Kohlenstoff zu Phosphor wird mit C:P von ca. 100:2 bis 100:1 angegeben (ALEF 1994).

Über den Einfluss von verfügbarem Phosphor auf den Abbau von Kontaminanten liegen kaum Literaturdaten vor. Häufig wird Phosphat als Nährstoff in Säulenversuchen kombiniert mit Ammonium eingesetzt (NOCENTINI et al. 1998, CARRRERA et al. (1997), DRAKE et al. (1995), NOVAK et al. (1995), DAVIS et al. (1995), DAVIS et al. (1998b), SCHULZE-MAKUCH (1998). Zwar werden positive Auswirkungen bzgl. des Abbaus von Kontaminanten festgestellt, die Wirkung der einzelnen Nährstoffe aber nicht getrennt dargestellt.

In den bereits beschriebenen Versuchen von WIDRIG & MANNIG (1995) wurden analog zum Nährstoff Stickstoff nur 4-6 % der zugegebenen Phospatmenge (6 mg/l PO_4^{3-}) durch Abbauprozesse verbraucht. Inhibitorische Effekte durch zu hohe Phosphatgehalte wurden in den oben genannten Veröffentlichungen nicht beschrieben.

Für die Bestimmung des verfügbaren Phosphats existieren keine Vorgaben nach BBodSchV (1999). Die Phosphatgehalte im Boden können nach der PMB(Blau-) Methode (VDLUFA I, 6.2.1.1.) ermittelt werden. Für die Bestimmung von Phosphor bzw. Phosphat in Wasserproben stehen nach LABO (2002) verschiedene Methoden zur Auswahl: DIN EN 1189, DIN EN ISO 10304-2 (LAWA Merkblatt P 11), DIN EN ISO 11885 (LAWA Merkblatt P 13 und P 3/1).

Wie im Falle des Stickstoffes können über den Parameter Phosphor/Phosphat die natürlichen Nährstoffbedingungen im Boden geklärt werden. Negative Effekte bestimmter Phosphorkonzentrationen auf das Abbauverhalten der Mikroorganismen sind anhand der Literaturquellen nicht quantifizierbar.

2.2.3.4.14 TOC / DOC

Organische Substrate als Energie- und Kohlenstoffquelle zum Aufbau der Zellsubstanz von Mikroorganismen wurden bereits unter dem Parameter 'Kontaminanten' (Kap. 2.2.3.1) abgehandelt. In diesem Zusammenhang spielen organische Kohlenstoffquellen, ausgedrückt als Gesamtkohlenstoffgehalt im Boden (TOC = total organic carbon) bzw. gelöster

Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon) eine wichtige Rolle. Als **Elektronendonator** steht der **TOC/ DOC** auf der einen Seite in Konkurrenz zum Abbau von Schadstoffen. Auf der anderen Seite kann er Einfluss auf den cometabolischen Abbau von Schadstoffen nehmen.

Außerdem ist der organische Kohlenstoffgehalt ein entscheidender Parameter für Adsorptionsvorgänge im Boden (s. Kap. 2.2.3.3.6). Der TOC liegt bei sandigen Böden zwischen 0,1 und 0,5% und kann in humusreichen Gebieten auch Werte von 2 bis 3 % erreichen (LFU 1991). Je höher der TOC- Gehalt ist, umso deutlicher beeinflussen die Adsorptionsvorgänge im Untergrund auch die mikrobiellen Abbauprozesse. Auf der einen Seite werden durch die Anlagerung von Kontaminanten an die natürlichen organischen Bodensubstanzen die Verweilzeiten im Boden und damit die Abbauaktivität erhöht, andererseits aber auch die Verfügbarkeit und Mobilität herabgesetzt.

Der Anteil an organischer Substanz wird in der Bodenkunde häufig über den Kohlenstoffgehalt bestimmt. Dabei wird für eine Überschlagsrechnung der Faktor 2 angewendet, entsprechend 50 % C in der organischen Substanz (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Bei der Messung des TOC wird aber sowohl der natürliche als auch der über Schadstoffe eingetragene organische Kohlenstoff erfasst. Das bedeutet, dass für kontaminierte Böden der TOC nicht zur Abschätzung des Humusgehaltes verwendet werden kann.

In der veröffentlichten Literatur wurden für die ungesättigte und gesättigte Bodenzone Angaben zum TOC- oder DOC- Anteil häufig nur zur Charakterisierung der Böden oder des Grundwassers gemacht. TOC-Gehalte und Abbauraten dagegen wurden nur in einem Fall in Beziehung gesetzt.

HUESEMANN & MOORE (1994) führten Respirationstests nach der Dotierung mit Rohöl (5 Gew.-% im Boden) in 3 Böden mit unterschiedlichen natürlichen Kohlenstoff-Gehalten (0,4 %, 14 %, 21 %) durch. Mit Zunahme der Kohlenstoff-Konzentration wurde eine Steigerung der Sauerstoffproduktion (erhöhte Abbauraten) beobachtet. Nach den Autoren müssen diese Ergebnisse bei der Beurteilung der Abbauraten von Kontaminanten mittels Respirationstests mit einbezogen werden. In Böden mit hohen natürlichen Kohlenstoff-Gehalten stellt die Bodenatmung keinen quantitativen Indikator für den Abbau von Kontaminanten dar. Erst bei einem Anteil von natürlichem Kohlenstoff kleiner 0,4 % (40.000 mg/kg) ist die Bodenatmung repräsentativ für den Schadstoffabbau (HUESEMANN & MOORE 1994). Trotz dieses im Verhältnis zu den meisten Schadstoffverunreinigungen immer noch sehr hohen natürlichen Kohlenstoffgehaltes können die Ergebnisse damit erklärt werden, dass natürliche Kohlenstoffverbindungen nur sehr langsam metabolisiert werden.

Mit der Sorptionskapazität quartärer Sedimente eines Grundwasserleiters beschäftigen sich KLEINEIDAM et al. (1999). Sandige Sedimente mit niedrigen Kohlenstoffanteilen (40-90 mg/kg) zeigten kaum Sorption gegenüber hydrophoben organischen Stoffen.

Der TOC bzw. DOC ist für Boden- und Wasserproben ein wichtiger Indikator für den cometabolischen Abbau von Schadstoffen und die potentielle Adsorption von MKW an die natürliche organische Substanz. Eine normierte Bestimmung des TOC/DOC in Bodenproben wird durch DIN ISO 10694 geregelt. Für Wasserproben empfiehlt LABO (2002) die DIN EN 1484 (LAWA Merkblatt P 14).

2.2.3.4.15 Molekularer Wasserstoff

Molekularer Wasserstoff entsteht während des Abbaus organischer Substanzen in anaerobem Milieu. Der Wasserstoff dient einem Teil der Bakterien, die mit den wasserstoffproduzierenden Gärorganismen vergesellschaftet sind, als Elektronendonator in den bereits aufgeführten Reduktionsprozessen beim Abbau organischer Substanzen unter reduzierenden Bedingungen (SCHLEGEL 1992). Bei Sauerstoffzufuhr erfolgt die sofortige Oxidation des Wasserstoffs zu freien Wasserstoffionen (H^+ bzw. H_3O^+).

Die Konzentration an gelöstem Wasserstoff im Grundwasser dient zur Ermittlung des terminalen Elektronenakzeptor-Prozesses und damit zur Festlegung der für die natürlichen Rückhalte- und Abbauvorgänge wichtigen Redoxbedingungen (UMWELTBUNDESAMT 2000). Für den Prozess der Denitrifikation werden Wasserstoff-Gehalte von < 0,1 nmol/l, für die Eisenreduktion von 0,2-0,8 nmol/l, für die Sulfatreduktion von 1,0-4,0 nmol/l und für die Methanogenese Gehalte > 5,0 nmol/l angegeben.

Literaturquellen, die sich näher mit den Zusammenhängen von Wasserstoffgehalten und mikrobiellem Abbau beschäftigen, konnten in der Literatur-Recherche nicht ermittelt werden. LIBELO et al. (1998) erwähnt, ohne genauer auf die Ergebnisse einzugehen, die Messung des gelösten Wasserstoffes für das Monitoring einer Schadstofffahne im Grundwasser.

In der Annahme eines nur untergeordnet stattfindenden Abbaus unter anaeroben Bedingungen ist die Einflussgröße 'Molekularer Wasserstoff' im ungesättigten Bodenbereich nur von sekundärem Interesse.

2.2.3.4.16 Schwefelwasserstoff

Schwefelwasserstoff stellt ebenfalls einen möglichen **Elektronendonator** dar. Bei der Sulfatreduktion entsteht als Hauptprodukt neben Wasser und Kohlendioxid Schwefelwasserstoff (vgl. Kap. 2.2.3.4.11). Der Hauptanteil des in der Natur gebildeten Schwefelwasserstoffs (H_2S) entstammt dieser Reaktion (SCHLEGEL 1992). Da es sich bei den sulfatreduzierenden Bakterien um obligat anaerobe Organismen handelt, steht Schwefelwasserstoff damit als Indikator für streng anaerobe Milieubedingungen. Nur sehr wenige anaerobe Bakterien nutzen elementaren Schwefel als Elektronenakzeptor. Auch bei dieser so genannten "Schwefel-Atmung" entsteht Schwefelwasserstoff (SCHLEGEL 1992).

CAPUANO & JOHNSON (1996) geben bei Kontaminationen im ungesättigten Bereich als Schwefelwasserstoffquelle schwefelhaltige Substanzen des Mineralöls an. Durch Oxidation von HS^- zu SO_4^{2-} kann der Schwefelwasserstoff hier als pH-Puffer wirken (vgl. Kap. 2.2.3.4.11).

Außer im Grundwasserschwankungsbereich kommt dem Parameter 'Schwefelwasserstoff' in der ungesättigten Bodenzone aufgrund der nicht zu erwartenden derart streng reduzierenden Bedingungen kaum eine Bedeutung zu. Über die Auswirkungen der erwähnten Schwefelbestandteile im Mineralöl liegen keine weiteren Informationen vor.

2.2.3.4.17 Methan

In anaerobem Milieu wird bei vollständiger Zehrung anderer energetisch günstigerer Elektronenakzeptoren Kohlendioxid zu Methan reduziert. Diese so genannte **Methanogenese** folgt beim Abbau von MKW im Grundwasser im Allgemeinen der Sulfatreduktion.

Methangehalte über dem natürlichen Hintergrund-Wert geben bei Mineralölkontaminationen im Grundwasser einen eindeutigen Hinweis auf den mikrobiellen Abbau (WIEDEMEIER et al. 1995b). Beim Abbau von 1 mg/l BTEX entstehen 0,78 mg/l Methan während der Methanogenese. Die Methanogenese wird in der Literatur häufig nur in Zusammenhang mit den vorangehenden Reduktionsphasen diskutiert (REICHERT et al. 1998, RIFAI et al. 1995, ZEYER et al. 1999, BALCELLS 1999, WIEDEMEIER et al. 1999, SCHULZE-MAKUCH 1998, BAEDECKER et al. 1993).

Methan-Konzentrationen in der Bodenluft wurden z.B. von HERS et al. (2000) bestimmt. In einem BTEX belasteten Bodenprofil unter einem Gebäude wurden parallel zum Anstieg der BTEX-Gehalte (0,001- 50mg/l) und zur Abnahme der Sauerstoffgehalte (12-0 Vol.-%) zunehmende Methangehalte in der Bodenluft (ca. 6-12 Vol.-%) gemessen. CHAPLIN et al. (2003) und BHUPATHIRAJU et al. (2002) konnten in einer Feldstudie einen massiven Anstieg der Methankonzentrationen in der Bodenluft über Grundwasserkontaminationen beobachten. Insbesondere nahe der Schadstoffquelle verschoben sich in dieser Zeit die mikrobiellen Abbauprozesse von vorrangig aerob zu methanogen. Deutliche Unterschiede in der Methankonzentration stellten auch SALMINEN et al. (2004) zwischen Bodenluftpegeln eines MKW-kontaminierten Standorts und eines unkontaminierten Vergleichsareals fest.

In der ungesättigten Bodenzone werden im Normalfall keine strikt anaeroben Bedingungen für die Methanogenese erreicht, so dass in gut bis mittelmäßig durchlüfteten Böden der Nachweis signifikanter Konzentrationsänderungen von Methan in der Bodenluft einen deutlichen Hinweis auf biologische Abbauprozesse gibt. Neuere Literaturquellen geben Hinweise auf das zumindest temporäre Ablaufen methanogener Abbauprozesse.

2.2.3.5 Biologische Parameter

Neben den bisher genannten Parametern spielen auch die biotischen Faktoren beim Abbau von Schadstoffen eine entscheidende Rolle. Boden und Grundwasser sind meist bis in weite Tiefen mit einer Vielzahl verschiedener Mikroorganismen besiedelt, die sich als komplexes Gefüge und in Wechselwirkung mit abiotischen Standortfaktoren auf natürliche Selbstreinigungsprozesse auswirken. Der Begriff Mikroorganismen bezieht sich hier primär auf **Bakterien**, die insbesondere bei überwiegend pH-neutralem Milieu im Boden deutlich stärker vertreten sind als Pilze. Die **Bodenatmung** ergibt sich aus dem Sauerstoffverbrauch bzw. der Kohlendioxidbildung beim mikrobiellen Abbau von Kontaminanten. Einen weiteren Hinweis auf die mikrobielle Bodenatmung liefert die **Dehydrogenase-Aktivität**. Der Prozess der **potentiellen Nitrifikation** kann als sensitiver Indikator für toxische Substanzen im Boden herangezogen werden. Darüber hinaus kann sich die Nitrifikation durch Sauerstoffverbrauch und Verschiebung der Mikroorganismenpopulation hemmend auf den Schadstoffabbau auswirken.

2.2.3.5.1 Bakterienzellzahl/ mikrobielle Biomasse

Nach ihren Nährstoffbedürfnissen unterscheidet man 'Heterotrophe Mikroorganismen', die organische Substanzen als Kohlenstoffquelle zum Wachstum benutzen, und 'Autotrophe Mikroorganismen', die Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle nutzen. Während **heterotrophe Bakterien** direkt Kontaminanten abbauen können, sind die **autotrophen Bakterien** von indirekter Bedeutung, indem sie das Milieu eines Standortes beeinflussen (LFU 1991). Auf die je nach den Sauerstoffverhältnissen unterschiedlich ausgebildeten Bakterienspektren (aerob, fakultativ anaerob, obligat anaerob) wurde bereits bei der Diskussion um den Einfluss von Elektronenakzeptoren auf den Abbau von MKW eingegangen. MKW-Kontaminationen führen meist zu einer Vermehrung der im Boden vorhandenen (autochtonen) Mikroorganismen, die in der Lage sind Kohlenwasserstoffe abzubauen (FRITSCHE 1998; ATLAS & CERNIGLIA 1995).

In den untersuchten Literaturquellen werden zum Teil **Bakterienzellzahlen** bzw. die **mikrobielle Biomasse** als Parameter für einen mikrobiellen Schadstoffabbau herangezogen. Trotz der Entwicklung in Isolierungs- und Kulturmethoden stellen methodische Probleme die Hauptbegrenzung in der quantitativen und qualitativen Erfassung der Mikroorganismen im Boden dar (siehe u.a. SCHINNER & SONNLEITNER 1996).

Grundsätzlich wird in Böden mit biotischem Milieu gegenüber sterilen Böden ein stärkeres Rückhaltvermögen für Öl festgestellt (DUCREUX et al. 1994, CARBERRY 1998, BAKER et al. 1994). Ein Vergleich sterilisierter und nicht sterilisierter Bodensäulen zeigt, dass der mikrobielle Abbau in wässriger Phase die Verflüchtigung von MKW in die gasförmige Phase reduziert (CARBERRY 1998). Nach einer Versuchsdauer von 20 Tagen waren in abiotischem Milieu 300 mg/l und in biotischem Milieu weniger als 50 mg/l in die Gasphase übergetreten.

Das Phänomen einer verstärkten Toluol-Verflüchtigung in sterilisierten Böden beobachten auch BAKER et al. (1994).

Dass eine möglichst hohe Bakterienzellzahl allerdings nicht unbedingt zu einer verbesserten Abbauleistung von Kontaminanten führt, belegen Versuche von HUESEMANN & MOORE (1994), die für Rohölkonzentrationen von 2, 5 und 10 % im Boden bei Zugabe zusätzlicher Bakteriensuspensionen sogar einen verlangsamten Abbau von MKW feststellten. Dieses Phänomen kann unter anderem damit erklärt werden, dass gegenüber MKW andere organische Komponenten bevorzugt abgebaut werden. Auch CARRERA et al. (1997) halten die ursprüngliche Mikroflora (eutrophe Bakterien: 3x 10^6 CFU = colony forming units, Kohlenwasserstoff-oxidierende Bakterien: > 1x 10^6 MPN = most probable number) des von ihnen untersuchten Standortes für ausreichend, um MKW in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone ohne Zusatz von allochtonen Bakterienkulturen abzubauen.

BENCKISER (2000) beschäftigt sich mit den Mikroorganismen in der Dränzone (Zone zwischen Wurzelraum und Grundwasseroberfläche). Hier haben jene Bakterienarten ökologische Vorteile, die zusätzlich zur aeroben Atmung über einen anaeroben Stoffwechsel verfügen (anaerobe Atmung, Gärung). Für den Gärungsstoffwechsel sind die Verfügbarkeit von vergärbaren Zuckern oder Aminosäuren und reduktive Bedingungen Voraussetzung. Die Energieausbeute ist bei der Gärung relativ gering. Verfügen die Bakterien dagegen über anaerobe Atmungsstrategien sind sie für die Besiedelung der relativ nährstoffarmen Dränzone in mehrfacher Hinsicht von Bedeutung. Das breite Angebot an Elektronenakzeptoren, das in semiaeroben Böden zur Verfügung steht, ermöglicht eine bessere Energieausnutzung verbunden mit einer flächendeckenderen Besiedlung und der Ausbildung ausgeprägter Redoxgradienten, wodurch oxidative und reduktive Abbaustrategien nebeneinander zum Tragen kommen.

Zusammengefasst ist für die meisten Böden von einer den Standortbedingungen angepassten Mikroflora auszugehen, die ausreichend ist, um Mineralöl-Kontaminanten abzubauen. Eine Messung als Parameter z.B. durch Quantifizierung MKW-abbauender Bakterien ist sehr aufwendig und hinreichend über die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Respirationstests (s. Kap. 2.2.3.5.2) abgedeckt.

2.2.3.5.2 Bodenatmung

Als **Bodenatmung** bezeichnet man die Basal- und substratinduzierte Atmung (ALEF 1994). Unter die Basalatmung fällt der in Respirationstests gemessene Sauerstoffverbrauch bzw. die Kohlendioxidbildung beim Umsatz der organischen Substanz im Boden. Die substratabhängige Atmung ist dagegen die Bodenatmung nach Versetzen des Bodens mit zusätzlichen Substraten wie z.B. Glucose. Die Bodenatmung ist ein Maß für die mikrobielle Biomasse im Substrat.

Der Zweck der Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden (Masse der intakten mikrobiellen Zellen) besteht in der Einschätzung des Potentials eines Bodens unter anderem organische Stoffe abzubauen (DIN ISO 14240-1). Teil 1 der Norm legt ein 'Substrat-induziertes Respirationsverfahren' zur Bestimmung der aktiven heterotrophen mikrobiellen Biomasse in landwirtschaftlichen und mineralischen Böden vor. Bezugspunkt ist nach DIN ISO 14240-1 die Kohlendioxid-Entwicklung. Teil 2 der Norm sieht eine Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden über die gesamte extrahierbare organische Fraktion aus frisch abgetöteten Mikroorganismen vor (DIN ISO 14240-2). Die neuste Norm zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse stellt die DIN 19737 dar.

Auf die Bedeutung der Bodenatmung zur Abschätzung biologischer **Abbauraten** von MKW wurde in den Kapiteln 'Sauerstoff' (Kap. 2.2.3.4.7) und 'Kohlendioxid' (Kap. 2.2.3.4.8) bereits ausführlich eingegangen. DAVIS et al. (1998a), HERS & ZAPF-GILJE (1998), HERS et al. (2000), ONG et al. (1994), WIDRIG & MANNING (1995), LEE (1993), HUESEMANN & MOORE (1994), HUPE et al. (1998) u. a. bestimmen die Bodenatmung mittels der Messung von Sauerstoff/ Kohlendioxid in Respirationstest. Auch auf die Verfälschung der Kohlendioxid-Ergebnisse durch abiotische CO_2-Bildung in karbonathaltigen Böden oder pH-Pufferung wurde bereits verwiesen, weshalb ein sicherer Nachweis der Atmungsaktivität ausschließlich über den Sauerstoff-Verbrauch möglich ist.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Bodenproben über die 'Bodenatmung' stellt aufgrund des direkten Zusammenhanges mit biologischen Abbauprozessen von MKW und BTEX einen wichtigen Parameter dar und sollte zusätzlich zur Bestimmung der physiko-chemischen Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid nach den genannten DIN-Normen erfolgen.

2.2.3.5.3 Dehydrogenase-Aktivität

Die Atmungsaktivität in kontaminierten Böden kann auch über die **Dehydrogenase-Aktivität** ermittelt werden (ALEF 1994*).*

Dehydrogenasen spielen als Enzyme der Atmungskette bei der Energiegewinnung der Organismen eine wichtige Rolle (SCHLEGEL 1992). Sie bewirken durch Übertragung von Wasserstoffatomen die vollständige Oxidation organischer Verbindungen. Die Dehydrogenase-Aktivität kann deshalb als Indikator für biologische Redoxsysteme und als Maß für die mikrobielle Aktivität im Boden eingesetzt werden (DIN 19733-1).

In der Literaturrecherche ergaben sich in Zusammenhang mit dem Abbau von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone lediglich bei WAARDE et al. (1995) Hinweise auf die Messung der Dehydrogenase-Aktivität. Die Autoren verwenden das TTC-Verfahren nach THALMANN (1968), welches mit Verweis auf die gleiche Quelle in der DIN 19733-1 näher beschrieben wird. Nach DIN 19733-2 kann die Dehydrogenase-Aktivität auch im INT-Verfahren bestimmt werden. In Laborversuchen ergab sich in Mineralöl-dotierten Böden parallel zur Kohlendioxid-Produktion ein Anstieg der Dehydrogenase-Aktivität mit der Zeit,

der im unkontaminierten Vergleichsboden dagegen sehr viel geringer ausfiel. WAARDE et al. (1995) halten die Dehydrogenase-Aktivität damit für einen guten Indikator für die Biodegradation in kontaminierten Böden.

2.2.3.5.4 Potentielle Nitrifikation

Dem unter den Elektronenakzeptoren beschriebenen Prozess der Nitratreduktion beim Abbau von Schadstoffen unter anaeroben Bedingungen steht die **potentielle Nitrifikation**, d.h. die zweistufige mikrobielle Umwandlung von **Ammonium** über Nitrit zu Nitrat gegenüber (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

1) $NH_4^+ + {}^3/_2\ O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2\ H^+$ (+ 352 kJ) *Nitrosomonas u.a.*

2) $NO_2^- + ½\ O_2 \rightarrow NO_3^-$ (+ 74,5 kJ) *Nitrobacter u.a.*

Die Nitrifikanten sind streng **autotroph**, d.h. sie sind in der Lage, CO_2 als Kohlenstoffquelle zu nutzen (AHL et al. 1996). Die Energiegewinnung erfolgt aus der Oxidation von Ammonium bzw. Nitrit.

Bei der Mineralisierung stickstoffhaltiger Verbindungen freiwerdende Ammonium-Ionen werden rasch oxidiert (SCHLEGEL 1992). Diese Reaktion bewirkt eine Ansäuerung des Bodens und damit eine Steigerung der Löslichkeit der Mineralien wie Kalium, Calcium, Magnesium und Phosphat. Das pH-Optimum liegt bei pH 7-8. Der Bereich der Nitrifikation ist sehr eingeschränkt, da freies Ammonium (alkalisch) und salpetrige Säure (saurer Bereich) auf *Nitrobacter* toxisch wirken.

Neben der autotrophen Nitrifikation wirken in sehr untergeordneter Stellung auch **heterotrophe Bakterien** an der Umsetzung von Ammonium zu Nitrat mit. Allerdings ist der Prozess nicht mit Biomasseproduktion verknüpft und die Nitrifikationsrate ist um den Faktor 10^3-10^4 kleiner als bei den autotrophen Nitrifikanten (SCHLEGEL 1992) .

Eine Reduzierung der Oxidationsaktivität von Nitrifizierern muss nicht zwangsläufig signifikante Konsequenzen für das Ökosystem nach sich ziehen, kann jedoch als sensitiver Indikator für toxische Substanzen im Boden herangezogen werden (DECHEMA 1995). Liegt die Nitrifikation unter einem Richtwert von 100 ng NO_2-N/ 5h*g TS deutet dies auf eine Beeinträchtigung des Bodenlebens hin.

ALEF (1994) beschreibt eine verstärkte Nitrifikation vor allem bei hohen Sauerstoffgehalten, Temperaturen um 30°C, niedrigen Schadstoffkonzentrationen oder schlechter Bioverfügbarkeit der Schadstoffe und bei karbonatischen Böden. Durch die Verschiebung der Population in Richtung chemolithoautothropher Organismen kann die Schadstoffelimination gehemmt werden, da in diesem Fall weniger organische Verbindungen und damit auch

weniger organische Schadstoffe oxidiert werden. Wird bei noch nennenswerten Schadstoffkonzentrationen die Ammonium- und Sauerstoffzufuhr unterbrochen, kann das vorher akkumulierte Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor für den weiteren Schadstoffabbau fungieren.

Eine genauere Quantifizierung der Effekte der potentiellen Nitrifikation auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse konnte den ausgewerteten Literaturquellen nicht entnommen werden. Eine Messung des Parameters (ISO/DIS 15685) gibt in Kombination mit den Nitratgehalten wichtige Hinweise auf den Anteil nitrifizierender bzw. denitrifizierender Prozesse im Boden.

2.3 Wertigkeit und Auswahl der Parameter

Zur Auswahl der **Schlüsselparameter** für natürliche Selbstreinigungsprozesse wurde ein Bewertungskatalog zusammengestellt (Tab. 2.9), der die prinzipielle Relevanz der jeweiligen Parameter (Voreinstufung) und die Ergebnisse der Literaturrecherche berücksichtigt. Mit den folgenden Erläuterungen sollen die Bewertungskriterien transparent gemacht werden. Die Einstufung der Parameter erfolgt unabhängig von individuell variierenden Standorteinflüssen und hat somit einen allgemeinen, d.h. standortübergreifenden Charakter.

Bei der Übertragbarkeit des Kataloges auf konkrete Fälle ist die Relevanz der Parameter für natürliche Selbstreinigungsprozesse in Abhängigkeit vom Standort und von vorliegendem Wissensstand, zum Beispiel aus bereits erfolgten Untersuchungen, gegebenenfalls anders einzustufen. Ebenso ist fachlich und technisch zu prüfen, welche der in der Liste genannten Kompartimente sich für die Bestimmung der jeweiligen Schlüsselparameter anbieten.

Erläuterungen zum Bewertungskatalog zur Auswahl der Schlüsselparameter

Relevanz nach Voreinstufung: Bewertung der grundlegenden Eigenschaften und Auswirkungen eines Parameters unmittelbar auf natürliche Selbstreinigungsprozesse oder auf andere für natürliche Selbstreinigungsprozesse wichtige Parameter unter den für hiesige Verhältnisse relevanten Bedingungen.

So kann sich beispielsweise der Parameter 'Stickstoffquellen/ Ammonium' auf den biologischen Schadstoffabbau auswirken, weil er in der Nährstoffversorgung der Böden und damit für das Bakterien-Wachstum eine sehr wichtige Rolle spielt. Andere Parameter wie z.B. 'Salinität' werden unter dem auf mitteleuropäische (Klima-)Verhältnisse bezogenen

Bewertungsmaßstab als weniger relevant eingestuft, als dies in Regionen mit versalzten Böden der Fall wäre.

Relevanz nach Literaturrecherche: Bewertung der Literaturquellen aus der Literaturrecherche nach Datenlage, Aussagekraft für natürliche Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.

Unter den genannten Kriterien wurde Aussagekraft und Reproduzierbarkeit stärker gewichtet als die Anzahl der veröffentlichten Untersuchungen zu dem jeweiligen Parameter.

Kompartiment/Matrix: Auflistung der für den jeweiligen Parameter zu berücksichtigenden Kompartimente 'Boden', 'Bodenluft', 'Sickerwasser', 'Grundwasser', 'Niederschlagswasser' und 'Luftatmosphäre'.

Relevanz für 'Natural Attenuation': Gesamtbewertung der jeweiligen Parameter nach Voreinstufung und Literaturrecherche.

Verschiedene Faktoren und Überlegungen sind in die Diskussion eingegangen, die nach Abwägung der Einflüsse auf natürliche Selbstreinigungsprozesse und der Betrachtung des Parameters im Gesamtzusammenhang zu der Bewertung geführt haben.

Schlüsselparameter lt. Antrag: Kennzeichnung der im Zuwendungsantrag benannten Schlüsselparameter.

Tab. 2.9: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse

Einteilung	Einzelparameter	Relevanz nach Vor-einstufung	Relevanz nach Literatur-recherche	Kompartiment/ Matrix[*1]	Relevanz für 'Natural Attenuation'	Bemerkung
Kontamin./ Metabolite	Kohlenwasserstoffe (KW)	+ + +	+ + +	B, BE, SW, GW	+ + +	
	KW-Identifizierung	+ + +	+ +	B	+ + +	
	n-Alkane	+ + +	+ +	BL	+ + +	
	BTEX	+ + +	+ + +	B, BL, SW, GW	+ + +	
	Benzoesäure	+ + +	+	B, SW, GW	+ + +	
	Begleitkontaminationen	+ +	+	B, GW	+ +	
Hydrogeol. Standort-parameter	GW-Flurabstand / Mächtigkeit d. ungesättigten Bodenzone	+ + / + + +	+	GW / B	+ + / + + +	
	Sickerwasserrate/ GW-Neubildungsrate	+ + / + + +	+ +	SW / GW	+ + / + + +	
	Kapillarkraft	+ +	+ +	B (BW)	+ +	
Boden-parameter	Bodenart/ Korngrößenverteilung	+ + / + + +	+ + / + + +	B	+ + / + + +	
	Schichtenaufbau, -mächtigkeit	+ +	+ +	B	+ +	
	Gefüge	+ +	+ +	B	+ +	
	Porenanteil	+ + / + + +	+ + / + + +	B	+ + / + + +	
	Durchlässigkeitsbeiwert	+ +	+ +	B	+ +	
	Humusgehalt	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark humosen Böden höher
	Tonmineralgehalt	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark tonigen Böden höher
	Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden	+	+	B	+	
	Kationenaustauschkapazität	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark tonigen Böden höher
	Salinität	+	+	B	+	Relevanz bei versalzten Böden höher
	Trockensubstanz/ Bodenfeuchte	+ + +	+ + +	B	+ + +	

Bewertungsschema

hohe Relevanz	+ + +
mittlere Relevanz	+ +
geringe Relevanz	+

[*1] B = Boden, BE = Bodeneluat, BL = Bodenluft, BW = Bodenwasser, GW = Grundwasser, L = Luftatmosphäre, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

Tab. 2.9: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)

Einteilung	Einzelparameter	Relevanz nach Vor-einstufung	Relevanz nach Literatur-recherche	Kompartiment/ Matrix[*1]	Relevanz für 'Natural Attenuation'	Bemerkung
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	+ + +	+ + +	B, L, GW	+ + +	
	Luftdruck	+	+	L	+	
	Niederschlagsmenge	+ +	+ +	NW	+ +	
	Leitfähigkeit	+ +	+	SW, GW	+ +	
	pH-Wert	+ + +	+ + / + + +	B, SW, GW	+ + / + + +	
	Redoxpotential	+ + +	+ + +	GW	+ + +	
	Sauerstoff	+ + +	+ + +	BL, GW	+ + +	
	Kohlendioxid	+ + +	+ + +	BL	+ + +	
	Nitrat	+ + +	+ + +	B, SW, GW	+ + +	
	Eisen	+ +	+ +	SW, GW	+ +	
	Sulfat	+ / + +	+ +	SW, GW	+ / + +	
	Stickstoffquellen/ Ammonium	+ + +	+ +	B	+ + / + + +	
	verfügbares Phosphat	+ + +	+ +	B, SW, GW	+ + / + + +	
	TOC/ DOC	+ + +	+ +	B, SW, GW	+ + / + + +	
	Molekularer Wasserstoff	+	+	BL	+	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
	Schwefelwasserstoff	+	+	BL, GW	+	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
	Methan	+	+ +	BL, GW	+ / + + +	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
Biologische Parameter	Bodenatmung	+ + +	+ + +	B	+ + +	Indikator für den mikrobiol. Abbau organ. Substanzen
	Dehydrogenase Aktivität	+ +	+	B	+ +	Indikator für den mikrobiol. Abbau organ. Substanzen
	Potentielle Nitrifikation	+ +	+ +	B	+ +	Indikator für die Bodentoxizität
	Bakterienzahl	+ +	+ +	B	+ +	

Bewertungsschema

hohe Relevanz	+ + +
mittlere Relevanz	+ +
geringe Relevanz	+

[*1] B = Boden, BE = Bodeneluat, BL = Bodenluft, BW = Bodenwasser, GW = Grundwasser, L = Luftatmosphäre, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

3 Zusammenfassung

Im Rahmen des FuE-Vorhabens FKZ 298 76 712 / 02 mit dem Thema 'Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften' wurde ein **Kriterien-/ Parameterkatalog** zur Identifizierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone erstellt.

Als Grundlage diente eine 2001 durchgeführte Literaturrecherche in ca. 75 verschiedenen Datenbanken. Die Suchstrategie basierte auf der Auswahl von Schlüsselbegriffen ('natural attenuation', 'bioremediation', 'biodegradation', etc.), die durch Kombination mit Zusatzstichworten ('unsaturated zone', 'vadose zone', 'TPH', 'petroleum', 'BTEX', etc.) eingeschränkt wurden. Die Auswertung der Literaturquellen und die Beurteilung der Einzelparameter erfolgten unter Berücksichtigung von Qualität und Umfang der Daten, Randbedingungen und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Im August 2004 wurde die Literaturrecherche durch erneute Abfrage kostenfreier Datenbanken aktualisiert.

Als Einflussparameter sind zunächst die Kontaminanten selbst zu betrachten (MKW, BTEX, Metabolite, Begleitkontaminationen). Die Literaturrecherche zeigt, dass sich insbesondere Art, Konzentration und Zusammensetzung der Kontamination auf die Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone auswirkt.

Unter den hydrogeologischen Parametern sind die Sickerwasserrate und der Grundwasserflurabstand wichtige Einflussgrößen für den Transport und die Verteilung von Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone bzw. den Austrag der Schadstoffe ins Grundwasser. Korngrößenverteilung, Porenanteil, Durchlässigkeitsbeiwert und Wassergehalt sind die entscheidenden bodenphysikalischen Parameter, die die Mobilität und Verfügbarkeit von Kontaminanten und abbaustimulierenden Stoffen, wie z.B. Sauerstoff und Nährstoffe, beeinflussen. Der Anteil an Humus und Tonmineralen im Boden bestimmt den Grad der (reversiblen) Sorption von MKW/ BTEX und damit die Verweilzeit der Schadstoffe im Boden.

Die physiko-chemischen Parameter bestimmen das mikrobiologische Milieu und nehmen Einfluss auf Verteilung und Austrag der Kontaminationen im Boden. Sauerstoff und Nitrat sind die wichtigsten Elektronenakzeptoren beim Abbau von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone. Der Sauerstoff-Verbrauch und die daran gekoppelte Kohlendioxid-Produktion lassen Rückschlüsse auf den mikrobiellen Schadstoffabbau zu. Sauerstoffgehalte kleiner 1-5 Vol.-% in der Bodenluft können sich hemmend auf den Abbau auswirken. Bei Sauerstoffdefizit und unter anaeroben Bedingungen kann Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor für mikrobielle Abbauprozesse genutzt werden.

Unter den Klima- und Milieu-Faktoren wirken sich vor allem eine Steigerung der Temperatur, neutrale pH-Werte und eine ausreichende Nährstoffversorgung (Stickstoff, verfügbares Phosphat) im Boden positiv auf biologische Abbauraten von Schadstoffen aus. Organische Kohlenstoffverbindungen im Boden bzw. Bodeneluat (gemessen als TOC/ DOC) nehmen als Elektronendonatoren Einfluss auf den cometabolischen Abbau von Schadstoffen.

Die Parameter Bodenatmung und Dehydrogenase-Aktivität sind Anzeiger für den mikrobiellen Abbau organischer Substanzen. Die potentielle Nitrifikation kann als sensitiver Indikator für die Bodentoxizität herangezogen werden.

Zur Auswahl der Schlüsselparameter für natürliche Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone wurde ein Bewertungskatalog zusammengestellt, der die prinzipielle Relevanz der jeweiligen Parameter und die Ergebnisse der Literaturrecherche berücksichtigt. Die Relevanz der ausgewählten Parameter kann sich in Abhängigkeit vom zu untersuchenden Standort und von dem jeweils aktuellen Wissensstand gegebenenfalls ändern.

3 Summary

A first step in the research and development project 'Long-term Investigations of Natural Degradation and Sorption Processes of Selected Contaminants on the Example of Contaminated Military Sites' (FKZ 298 76 712 / 02) was to conduct a literature screening to identify suitable criteria and parameters for the detection of natural degradation and sorption processes in the vadose zone.

Based on a previous literature screening on 75 databases, accomplished in 2001, an updated search was done in August 2004 on free of charge databases. Keywords were used to select studies from these databases. The search on the initial keywords, 'natural attenuation', 'bioremediation', 'biodegradation' etc., was specified by combinations of additional keywords like 'unsaturated zone', 'vadose zone', 'TPH', 'petroleum', 'BTEX' etc.. The selected studies were evaluated for quality and quantity of the represented data, reproducibility of comparable studies, variability respective soil types as well as investigation conditions (laboratory, field, in-situ).

Indicators for natural degradation and sorption processes are certainly composition and concentration of the contaminants themselves. The biodegradation is affected by the concentration of petroleum hydrocarbons in the soil and by the type, age and compound of the contaminant-source.

Among the hydro geological parameters especially the quantity of seepage water and the depth of the groundwater table seem to be important for the transport and the spreading of contaminants in the vadose zone and the leaching of hydrocarbons in the groundwater. In respect to the availability of contaminants and other factors (nutrients, oxygen etc.), which positively affect biodegradation of hydrocarbons, grain size, porosity, hydraulic conductivity and soil moisture are the most important soil-physical parameters. Humic matter and clay

minerals cause sorption-processes at the particle surfaces and therefore an increase of the residence time of the contaminants in the soil.

The physico-chemical parameters specify the microbial setting in the vadose zone. Oxygen and nitrate are the most important electron acceptors for biodegradation of petroleum hydrocarbons and BTEX. The oxygen consumption and the associated carbon dioxide production are indicators for microbial degradation of hydrocarbons. In such conditions were oxygen availability is reduced or absent, nitrate substitutes other electron acceptors in the biodegradation processes.

Among the climatic factors and soil setting parameters increasing temperature, soil-moisture content and an adequate supply with nutrients (ammonium, nitrate, and phosphate) have a beneficial effect on microbial degradation processes of petroleum hydrocarbons. Electron donators, indicated by the total organic carbon in soil resp. the dissolved organic carbon in soil eluate, effect the co-metabolic degradation of contaminants.

Soil respiration and dehydrogenase activity indicate the biodegradation of organic substances, whereas the potential nitrification can be considered to be a sensitive indicator for soil toxicity.

The relevance of the parameters in general and the relevance due to published data lead to the selection of key parameters for natural degradation and sorption processes in the unsaturated zone. Depending on the specifics of the contaminated site and the actual state of knowledge the relevance of the selected parameters may vary.

4 Literaturverzeichnis

ACHER, A. J., BODERIE, P. & YARON, B. (1989): Soil pollution by petroleum products, I. Multiphase migration of kerosene components in soil columns. J. Contam. Hydrol **4:** 333-345.

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart. 392 S.

AHL, CHR., BECKER, K.W., JÖRGENSEN, R.G., KLAGES, F.-W. & WILDHAGEN, H. (1996): Aspekte und Grundlagen der Bodenkunde. 25. Aufl. Eigenverlag Institut für Bodenwissenschaften, Göttingen. 304 S.

ALEF, K. (1994): Biologische Bodensanierung. VCH, Weinheim. 269 S..

ALEXANDER, M. (1999): Biodegradation and Bioremediation. Academic Press, London. 453 S.

ALLEN-KING, R.M., BARKER, J.F., GILHAM, R.W. & JENSEN, B.K. (1994a): Substrate- and nutrient-limited toluene biotransformation. Environ. Tox. & Chem. **13** (5): 693-705.

ALLEN-KING, R.M., GILHAM, R.W., BARKER, J.F. & SUDICKY, E.A. (1996): Fate of dissolved toluene during steady infiltration through unsaturated soil: II. Biotransformation under nutrient-limited conditions. J. Environm. Qual. **25**: 287-295.

ALLEN-KING, R.M.; O LEARY, K.E.; GILLHAM, R.W.; BARKER, J.F. (1994b): Limitations on the biodegradation rate of dissolved BTEX in a natural, unsaturated, sandy soil; evidence from field and laboratory experiments. In: HINCHEE, R.E. (ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 175-191.

ALTMANN, B.R. (1993): Mobilitäts- und Transportverhalten von Mineralölen in Böden. 10. Dechema-Fachgespräch Umweltschutz, DECHEMA (Hrsg.), Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/ M: 516-522.

ASHLEY, R.P., LERNER, D.N. & LLOYD, J.W. (1994) Distribution and degradation of diesel oil in the unsaturated zone following an oil spill on a chalk aquifer. J. Hydrol. **159** (1-4): 43-59.

ASTM (1998a): RBCA fate and transport models: Compendium and selection guidance. 28 S. http:/www.epa.gov/oust/rbdm

ASTM (1998b): Standard guide for remediation of ground water by natural attenuation at petroleum release sites. August 1998: (E 1943-98); West Conshohocken, Pennsylvania.

ATLAS, R. M. & CERNIGLIA, C. E. (1995): Bioremediation of petroleum pollutants. Bioscience **45:** 332-338.

AZADPOUR, A., KEELEY, J. W., RUSSEL, H. H. & SEWELL, G. W. (2001): Monitored Natural Attenuation of contaminants in the subsurface: Applications. Groundwater Monit. Remediat., **21**: 136-143.

BAEDECKER, M.J., COZZARELLI, I.M. & EGANHOUSE, R.P. (1993): Crude oil in a shallow sand and gravel aquifer – III. Biogeochemical reactions and mass balance modeling in anoxic groundwater. Appl. Geochem. **8**: 569-586.

BAEHR, A. L. & BAKER, R. J. (1995): Use of a reactive gas transport model to determine rates of hydrocarbon biodegradation in unsaturated porous media. Water Resources Research. **31** (11): 2877-2882.

BAKER, R.S., BAEHR, A.L., LAHVIS, M.A. (2000): Estimation of hydrocarbon biodegradation rates in gasoline-contaminated sediment from measured respiration rates. J. Contam. Hydrol. **41**: 175-192.

BAKER, R.S., GHAEMGHAMI, J., SIMKINS, S. & MALLORY, L.M. (1994): A vadose column treatability test for bioventing applications. In: HINCHEE, R.E. (ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 32-39.

BALBA, M.T., AL-AWADHI, N. & AL-DAHER, R. (1998): Bioremediation of oil-contaminated soil: microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation. J. Microbiol. Methods **32:** 155-164.

BALCELLS, R. (1999): Natural attenuation of fuel hydrocarbons: Former gasoline station, SWMU 66 site, Keesler Air Force Base, Mississippi. In: WIEDEMEIER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J. & WILSON J.T. (eds.): Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. Wiley, New York: 470-483.

BARR, K. D. (1998) Hydrogeologic factors affecting biodegradation processes. In: LEWANDOWSKI, G.A. (ed.): Biological treatment of hazardous wastes. Wiley, New York: 191-214.

BAUD-GRASSET, B.P., GIRARDEAU, Y., JAMOIS, D., POKRYSZKA, Z. & ROUIL, L. (2000): Estimating atmospheric transfer from contaminated sites. ConSoil 2000, 7. Int.FZK/TNO Conf. on Cont. Soil 2: 727-733.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999 (BGBl I S. 1554).

BENCKISER, G. (2000): Potentieller Beitrag von Mikroorganismen zum Schadstoffabbau in der Dränzone. Referate Arbeitstreffen AG "Ungesättigte Zone", Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens, Seesen. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **92**: 34-39.

BENETT, P.C., SIEGEL, D.E., BAEDECKER, M.J & HULT, M.F. (1993): Crude oil in a shallow sand and gravel aquifer – I. Hydrogeology and inorganic geochemistry. Appl. Geochem. **8**: 529-549.

BERRY, K.A.T. & BURTON, D.L. (1997) Natural attenuation of diesel fuel in heavy clay soil. Can. J. Soil Sci. **77** (3): 469-477.

BHUPATHIRAJU, V.K., KRAUTER, P., HOLMAN, H.-Y. N., CONRAD, M.E., DALEY, P.F., TEMPLETON, A.S., HUNT, J.R., HERNANDEZ M. & ALVAREZ-COHEN, L. (2002): Assessment of in-situ bioremediation at a refinery waste-contaminated site and an aviation gasoline contaminated site. Biodegradation **13:** 79-90.

BLICKER, B., WIEDEMEIER, T. & GUEST, P. (1995): Nature takes a hand in cleaning up contaminated airport site. Water Quality Intern. **3**: 16-18.

BOKS, P.A. DE, SATIJN, H.M.C. & VELTKAMP, A.G. (1990): Results of biorestoration of a subsoil on an industrial site. Cont. Soil 90: 1003-1010.

BOOPATHY, R. (2004): Anaerobic biodegradation of no. 2 diesel fuel in soil: a soil column study. Bioresour. Technol. (In Press).

BORDEN, R.C., GOMEZ, C.A. & BECKER, M.T. (1995): Geochemical indicators of intrinsic bioremediation. Ground Water **33** (2): 180-189.

BOSSERT, I. D. & COMPEAU, G. (1995): Cleanup of petroleum hydrocarbon contamination in soil. In: Young, L. Y. & Cerniglia, C. E. (eds.): Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals, Wiley-Liss, New York: 77-125.

BOULDING, J. R. & GINN, J. S. (2004): Practical handbook of soil, vadose zone and ground-water contamination - Assessment, prevention and remediation, Lewis Publishers, Boca Raton: 691 S.

BOWLEN, G. F. & KOSSON, D. S. (1995). In situ Processes for bioremediation of BTEX and petroleum fuel products. In: Young, L. Y. & Cerniglia, C. E. (eds.): Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals, Wiley-Liss, New York: 515-542.

BRADLEY, P.M. & CHAPELLE, F.H. (1995): Rapid toluene mineralization by aquifer microorganism at Adak, Alaska: Implications for intrinsic bioremediation in cold environments. Environ. Sci. Technol. **29** (11): 2778-2781.

BRECHT, M., HÜTTMANN, S., BEYER, L. (1999): Mikrobiologische Sanierung von mineralöl-verunreinigten Marschböden unter aeroben und denitrifizierenden Bedingungen. In: HEIDEN, S., ERB, R., WARRELMANN, J. & DIERSTEIN, R.: Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand – Anwendungen - Perspektiven. Initiativen zum Umweltschutz **12**: 288.

BROWN, R.A., HICKS, P.M., HICKS, R.J. & LEAHY M.C. (1995): Postremediation bioremediation. In: HINCHEE, R.E., WILSON, J.T. & DOUGLAS, C.D.: Intrinsic bioremediation. Battelle Press; Columbus, Ohio: 77-84

BRUESSEAU, M.L., HU, M.Q., WANG, J.-M. & MAIER, R.M. (1999): Biodegradation during contaminant transport in porous media. 2. The influence of physicochemical factors. Environ. Sci. Technol. **33** (1): 96-103.

BRUSSEAU, M. L. (1995): Sorption and transport of organic chemicals. In Handbook of vadose zone characterization & monitoring. Wilson, L.G. (ed.), Lewis Publishers, Boca Raton: 93-104.

BRUSSEAU, M.L. & WILSON, L.G. (1995): Estimating the transport and the fate of contaminants in the vadose zone based on physical and chemical properties of the vadose zone and chemical of interest. In Handbook of vadose zone characterization & monitoring. Wilson, L.G. (ed.), Lewis Publishers, Boca Raton: 203-215.

CAPUANO, R. M. & JOHNSON, M.A. (1996): Geochemical reactions during biodegradation/ vapor-extraction remediation of petroleum contamination in the vadose zone. Ground- Water **34** (1): 31-40.

CARBERRY, J.B. (1998) Transport and reactions of petroleum contaminants in the unsaturated soil zone from leaking underground tanks. In: RUBIN, H. (ed.): Soil and aquifer pollution; non-aqueous phase liquids; contamination and reclamation. Springer, Berlin: 109-122.

CARRERA, P., SACCEDDU, P. & ROBERTIELLO, A. (1997): Crude oil biodegradation in saturated and vadose soil: Laboratory simulation. In: ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (4): 385-390.

CHAINEAU, C.H., MOREL, J.L. & OUDOT, J. (1995): Microbial degradation in soil microcosms of fuel oil hydrocarbons from drilling cuttings. Environ.Sci.Technol. **29**: 1615-1621.

CHAPELLE, F.H. (1999): Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated groundwater: The perspectives of history and hydrology. Ground Water **37** (1): 122-132.

CHAPLIN, B.P., DELIN, G.N., BAKER, R.J. & LAHVIS, M. A. (2002): Long-term evolution of biodegradation and volatilization rates in a crude oil contaminated aquifer. Bioremediation J. **6:** 237-255.

CHRISTENSEN, T.H., BJERG, P.L. & KJELDSEN, P. (2000): Natural attenuation: A feasible approach to remediation of ground water pollution at landfills. Groundwater Mon. Rev. **20** (1): 69-77.

COHEN, B.A., KRUMHOLZ, L.R., KIM, H. & HEMOND, H.F. (1995): In-situ biodegradation of toluene in a contaminated stream. 2. Laboratory studies. Environ. Sci. Technol. **29** (1): 117-125.

CONNOR, J.A., BOWERS, R.L. & PAQUETTE, C.J. (1997): Soil attenuation model (SAM) for derivation of risk-based soil remediation standards. Proc. of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection and Remediation Conference 1997: 380-394.

DAKHEL, N., PASTERIS, G., WERNER, D. & HÖHENER, P. (2002): Natural attenuation of volatile fuel compounds in the unsaturated zone. European Conference on Natural Attenuation, Oktober 15-17, 2002, Heidelberg. DECHEMA (Hrsg.), Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/ M: 38.

DAVIS, C., CORT, T., DAI, D., ILLANGASEKARE, T. H. & MUNAKATA-MARR, J. (2003): Effects of heterogeneity and experimental scale on the biodegradation of diesel. Biodegradation **14:** 373-384.

DAVIS, G.B., JOHNSTON, C.D., PATTERSON, B.M., BARBER, C. & BENETT, M. (1998b): Estimation of biodegradation rates using respiration tests during in situ bioremediation of weathered diesel NAPL. Groundwater Mon. Rev. **18** (2): 123-132.

DAVIS, G.B., JOHNSTON, C.D., PATTERSON, B.M., BARBER, C., BENETT, M., SHEEHY, A. & DUNBAVAN, M. (1995): Monitoring bioremediation of weathered diesel NAPL using depletion profiles. Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 193- 201.

DAVIS, G.B., POWER, T.R., BRIEGEL, D. & PATTERSON, B.M. (1998a): BTEX vapor biodegradation rates in the vadose zone: initial estimates. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 300-303.

DAVIS, J. W. & MADSEN, S. (1996): Factors affecting the biodegradation of toluene in soil. Chemosphere **33:** 107-130.

DAVIS, J.W., KLIER, N.J. & CARPENTER, C.L. (1994): Natural biological attenuation of benzene in ground water beneath a manufacturing facility. Ground Water **32** (2): 215-226.

DAY, M.J. (2001): The fate and transport of oxygenates and other petroleum constituents and their influence on appropriate underground storage tank management. Association for Environmental Health and Sciences (AEHS), London. Contaminated Soil Sediment Water: 14-19.

DE VAULL, G.E., ETTINGER, R.A., SALANITRO, J.P. & GUSTAFSON, J.B. (1997): Benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes [BTEX] degradation in vadose zone soils during vapor transport: First-order rate constants. Proc. of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection, and Remediation Conference 1997: 365-378.

DECHEMA (1995): Biologische Testmethoden für Böden. 4. Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises "Umwelttechnologie-Boden", Adhoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur Toxikologischen/Ökotoxikologischen Bewertung von Böden", DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/M.: 46 S.

DIN 18123: 04.1983. Baugrund – Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 12 S.

DIN 18128: 11.1990. Baugrund; Versuche und Versuchsgeräte; Bestimmung des Glühverlusts. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 18130-1: 05.1998. Baugrund - Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts - Teil 1: Laborversuche. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 18196: 10.1988. Erd- und Grundbau; Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19683-13: 03.1997. Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 13: Bestimmung des Substanzanteils, Porenanteils und der Porenziffer. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19683-9: 05.1998. Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderbodenproben. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19733-1: 07.1998. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität in Böden. Teil 1: Verfahren mit TTC. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN 19733-2: E 05.1997. Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität in Böden - Teil 2: Verfahren mit INT. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN 19737: 04.2001. Bodenbeschaffenheit – Laborverfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Bodenatmung. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 14 S.

DIN 38404-C 4: 12.1976. Teil 4: Bestimmung der Temperatur (C 4). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 3 S.

DIN 38404-C 5: 01.1984. Teil 5: Bestimmung des pH-Wertes (C 5). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 7 S.

DIN 38404-C 6: 05.1984. Teil 6: Bestimmung der Redox-Spannung (C 6). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 8 S.

DIN 38405-D 8: 1971. Teil 8: Die Berechnung des gelösten Kohlendioxids (der freien Kohlensäure), des Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ions. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 11 S.

DIN 38406-E 1: 05.1983. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung von Eisen (E 1). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 38406-E 5: 1983-10. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 38407-F 9: 05.1991. Teil 9: Bestimmung von Benzol und einigen Derivaten mittels Gaschromatographie (F 9). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 36 S.

DIN 38409-H 17: 05.1981. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung von schwerflüchtigen, lipophilen Stoffen (Siedepunkte 250 °C) (H 17). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 38409-H 18: 02.1981. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs und Stoffkenngrössen (Gruppe H) - Bestimmung von Kohlenwasserstoffen (H 18) Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 38409-H 28: 04.1992. Bestimmung von gebundenem Stickstoff. Verfahren nach Reduktion mit Devardascher Legierung und katalytischem Aufschluß (H 28). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 10 S.

DIN 38409-H 7: 05.1979. Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 10 S.

DIN 38414-S 4: 10.1984. Schlamm und Sediment – Teil 4: Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 10 S.

DIN 4021: 10.1990. Baugrund; Aufschluß durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4022-1: 09.1987. Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4023: 03.1984. Baugrund- und Wasserbohrungen; Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4220: 07.1998-07. Bodenkundliche Standortbeurteilung - Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominale Skalierungen). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN 1189: 12.1996. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 25 S.

DIN EN 1484: 08.1997. Wasseranalytik – Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 14 S.

DIN EN 25814: 11.1992. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Elektrochemisches Verfahren. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 12 S.

DIN EN 27888: 11.1993. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 15 S.

DIN EN ISO 10304- 1: 04.1995. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie – Teil 1: Verfahren für gering belastete Wässer. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 25 S.

DIN EN ISO 10304- 2: 11.1996. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 2: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Orthophosphat und Sulfat in Abwasser (ISO 10304-2:1995). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN ISO 11732: 09.1997. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Ammoniumstickstoff mit der Fließanalyse (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (ISO 11732:1997). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN ISO 11885: 04.1998. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 23 S.

DIN EN ISO 9377-1: E 05.2000. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index. Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gravimetrie (ISO/DIS 9377-1:2000). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN ISO 9377-2: 07.2001. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index. Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 22 S.

DIN ISO 10390: 05.1997. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 5 S.

DIN ISO 10694: 08.1996. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 5 S.

DIN ISO 11260: 05.1997. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung unter Verwendung von Bariumchloridlösung. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN ISO 11261: 05.1997. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Gesamt-Stickstoff. Modifiziertes Kjeldahl-Verfahren. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 11265: 06.1997. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN ISO 11276: 07.2001. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Porenwasserdrucks – Tensiometerverfahren. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN ISO 11465: 12.1996. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts auf Grundlage der Masse. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 14240-1: 10.1999. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden. Teil 1: Substrat induziertes Respirationsverfahren. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 14240-2, 10.1999. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden - Teil 2: Fumigations-Extraktionsverfahren (ISO 14240-2:1997)). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 8 S.

DIN ISO 16703: E 03.2002. Bodenbeschaffenheit - Gaschromatographische Bestimmung des Gehaltes an Mineralölkohlenwasserstoffen (ISO/DIS 16703:2001). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 20 S.

DRAKE, E.N., STOKLEY, K.E., CALCAVECCHIO, P., BARE, R.E., ROTHENBURGER, S.J., DOUGLAS, G.S. & PRINCE, R.C. (1995): Nutrient-stimulated Biodegradation of aged refinery hydrocarbons in soil. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and Verification of Bioremediation. Bioremediation **3** (5): 19-28.

DROR, I. (2002): Abiotic behavior of entrapped petroleum products in the subsurface during leaching. Chemosphere **49**: 1375-1388.

DROR, I., GERSTL, Z., PROST, R. & YARON, B. (2000): Behaviour of neat and enriched volatile petroleum hydrocarbon mixtures in the subsurface during leaching. Land Contam. Reclam. **8:** 341-347.

DUCREUX, J., BALLERINI, D. & BOCARD, C. (1994): The role of surfactants in enhanced in situ bioremediation. In: HINCHEE, R.E.(ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 237-242.

DVGW (1983): DEUTSCHER VERBAND FÜR GAS- UND WASSERWIRTSCHAFT: Ermittlung, Darstellung und Auswertung der Korngrößenverteilung wasserleitender Lockergesteine für geohydrologische Untersuchungen und für den Bau von Brunnen. DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W113, Frankfurt/M.17 S.

DVWK (1990): DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU: Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode. Merkblätter zur Wasserwirtschaft **217,** Bonn. 12 S.

DYCK, S. & CHARDABELLAS, P. (1963): Wege zur Ermittlung der nutzbaren Grundwasserreserven. Ber. Geol. Ges. DDR **8**: 245-262.

ECKERT, P:, ROHNS, H.P. & SCHUBERT, J. (1998): Field investigations for in situ remediation of BTEX contaminated groundwater by addition of nitrate. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 289-291.

ELSHAHED, M.S., GIEG, L.M. MCINERNEY, M.J. & SUFLITA, J.M. (2001): Signature metabolites attesting to the in situ attenuation of alkylbenzenes in anaerobic environments.- Environ. Sci. Technol. **35**: 682-689.

EYK, J. V. (1997): Petroleum bioventing - An introduction, Balkema, Rotterdam: 302 S.

FINDLAY, M. & FOGEL, S. (1997a): Fate of petroleum carbon during biodegradation. In: ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (1): 265.

FINDLAY, M. & FOGEL, S. (1997b): Crude oil biodegradation: Mass balance to validate analytical methods. In: ALLEMAN, B.C. & LEESON, A. In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (1): 269.

FINE, P. & YARON, B. (1993): Outdoor experiments on enhanced volatilization by venting of kerosene component from soil. J. Contam. Hydrol. **12:** 355-374.

FLEISCHMANN, S. & WILKE, B:-M. (1999): Ökotoxikologische Tests im Monitoring von "Natural Attenuation"- ein Konzept. In: Natural Attenuation – Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien, Resümee und Beiträge zum 1. Symposium Natural Attenuation vom 27.-28.

Oktober 1999, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/ M.: 234.

FOGEL, S &. FINDLAY, M. (1997): Comparison of methods for evaluating petroleum biodegradation in soil. In: ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (1): 267.

FRANZMANN, P. D., ZAPPIA, L.R., POWER, T.R., DAVIS, G.B. & PATTERSON, B.M. (1999): Microbial mineralisation of benzene and characterisation of microbial biomass in soil above hydrocarbon-contaminated groundwater. FEMS Microbiol. Ecol. **30**: 67-76.

FRANZMANN, P.D., ROBERTSON, W.J., ZAPPIA, L.R. & DAVIS, G.B. (2002): The role of microbial populations in the containment of aromatic hydrocarbons in the subsurface. Biodegradation **13:** 65-78.

FREIJER, J.I., DE JONGE, H., BOUTEN, W. & VERSTRATEN, J.M. (1996): Assessing mineralization rates of petroleum hydrocarbons in soils in relation to environmental factors and experimental scale. Biodegradation. **7**: 487-500.

FRITSCHE, W. (1998): Umwelt-Mikrobiologie - Grundlagen und Anwendungen, Fischer, Jena: 252 S.

GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (2001a): Kapillaraufstieg von Grundwasser. http://www.gla.nrw.de/bk50d_08.htm

GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (2001b): Kationenaustauschkapazität. http://www.gla.nrw.de/bk50d_16.htm

GERHARDT, R.A. (1984): Landfill leachate migration and attenuation in the unsaturated zone in layered and nonlayered coarse-grainded soils. Groundwater Mon. Rev. 1984 (2): 56-65.

GIDDA, T., STIVER, W.H. & ZYTNER, R.G. (1999): Passive volatilization behaviour of gasoline in unsaturated soils. J. Contam. Hydrol. **39:** 137-159.

GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X. & STICHER, H. (1997): Bodenökologie, Thieme, Stuttgart, 350 S.

GOGOI, B. K., DUTTA, N. N., GOSWAMI, P. & KRISHNA MOHAN, T. R. (2003): A case study of bioremediation of petroleum-hydrocarbon contaminated soil at a crude oil spill site. Adv. Environ. Res. **7:** 767-782.

GOMEZ, D.C., CUNHA A. R.C. DE & GLOEDEN, E. (1991): Evaluation of a petroleum refinery land treatment unit using unsaturate-zone monitoring data. Wat. Sci. Techn. **24** (12): 217-227.

GRANGER, D. A., BUTLER, B. J. & BARKER, J. F. (1999): A case of phosphorus limiting monoaromatic hydrocarbon biodegradation in groundwater. Bioremediation J. **3:** 213-221.

GRIFOLL, J. & COHEN, Y. (1996): Contaminant migration in the unsaturated soil zone: the effect of rainfall and evapotranspiration. J. Contam. Hydrol. **23** (3): 185-211.

HACKER, F. & HÜTTMANN, ST. (2003): Enhanced Natural Attenuation (ENA) ölverunreinigter Böden im Bereich der Öllagerstätte Shann Uzen, Kasachstan. In: 5. Symposium Natural Attenuation-Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven. 2.-3. Dezember 2003, Frankfurt. Tagungshandbuch, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/ M: 105-107.

HANERT, H.H., HARBORTH, P., KUCKLICK, M., WASCHKE, C. & YAO, J. (2000): Biotechnische in-situ-Boden- und Grundwassersanierung (Teil 3) - Monitoring im Gelände. Umweltpraxis **1:** 22-25.

HARTGE, K.H. & HORN, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. 3. Aufl. Enke, Stuttgart. 177 S.

HARTGE, K.H. & HORN, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik. 3. Aufl. Enke, Stuttgart. 304 S.

HENDRY, M.J., MENDOZA, C.A., KIRKLAND, R.A. & LAWRENCE, J.R. (1999): Quantification of transient CO_2 production in a sandy unsaturated zone. Water Resour. Res. **35**: 2189-2198.

HERS, I. & ZAPF-GILJE, R. (1998): Canadian Consortium Research Project- Field validation of soil gas transport to indoor air pathway. In: STANLEY, A. (ed.): Proc. of the Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water, Prevention, Detection, and Remediation Conference 1998. Groundwater Publishing Company, Westerville, OH: 251-265.

HERS, I., ATWATER, J., LORETTA L. & ZAPF-GILJE, R. (2000): Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours. J. Contam. Hydrol. **46**: 233-264.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HLUG) (2001): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser - Sickerwasserprognose. Handbuch Altlasten 3 (3), HLUG Wiesbaden: 80 S.

HINCHEE, R.E. & ONG, S.K. (1992): A rapid in situ respiration test for measuring aerobic biodegradation rates of hydrocarbons in soil. J. Air Wast Manage. Assoc. **42**: 1305-1312.

HINLEIN, E. & KELLEY, S. (1999): The determination of hydrocarbon biodegradation rates in the sub-surface using soil gas profiles. In: NIKOLAIDIS, N., ERKEY, C., SMERS, B.F. (eds.): Hazardous and industrial wastes. Proc. 31th Mid-Atlantic Ind. Haz. Waste Conf.: 354-363.

HOFFMANN, J. & VIEDT, H. (1998): Biologische Bodenreinigung - Ein Leitfaden für die Praxis. Springer, Berlin. 311 S.

HÖHENER, P., DUWIG, C., PASTERIS, G. E., KAUFMANN, K., DAKHEL, N. & HARMS, H. (2003): Biodegradation of petroleum hydrocarbon vapors: laboratory studies on rates and kinetics in unsaturated alluvial sand. J. Contam. Hydrol. **66**: 93-115.

HOLDEN, P.A., HUNT, J.R. & FIRESTONE, M.K. (1995): Unsaturated zone gas-phase VOC biodegradation: The importance of water potential. 50th Purdue Industrial Waste Conf. Proceedings:. Ann Arbor Press Inc., Chelsea, MI: 113-127.

HOLLENDER, J., ALTHOFF, K., MUNDT, M. & DOTT, W. (2000): Microcosm studies to access the potential for Natural Attenuation. ConSoil 2000, 7. Int.FZK/TNO Conf. on Cont.Soil **2**: 713-719.

HOLLENDER, J., ALTHOFF, K., MUNDT, M. & DOTT, W. (2003): Assessing the microbial activity of soil samples, its nutrient limitation and toxic effects of contaminants using a simple respiration test. Chemosphere **53**: 269-275.

HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie - Eine Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. 5. Aufl. Enke, Stuttgart. 441 S.

HÖPER, H. & WILKE, B. M. (2004): Bewertung der Biodegradation im Rahmen der Sickerwasserprognose zur Verlagerung organischer Schadstoffe. Altlasten Spektrum **13**(2): 69-77.

HOWARD, P.H., BOETHLING, R.S., JARVIS, W.F., MEYLAN, W.M. & MICHALENKO, E.M. (1991): Handbook of environmental degradation rates. Lewis Publ./CRC Press, Boca Raton, FL. 725 S.

HUESEMANN, M. H. (1997): Incomplete hydrocarbon biodegradation in contaminated soils: Limitations in bioavailability or inherent recalcitrance? Bioremediation J.**1:** 27-39.

HUESEMANN, M.H. & MOORE, K.O. (1994): The effects of soil type, crude oil type and loading, oxygen, and commercial bacteria on crude oil bioremediation kinetics as measured by soil respirometry. In: HINCHEE, R.E. (ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 58-71.

HUESEMANN, M.H. (1995a): Predictive model for estimating the extent of petroleum hydrocarbon biodegradation in contaminated soils. Env. Sci. Technol. **29**: 7-18.

HUESEMANN, M.H. (1995b): Field Desorption Mass Spectroscopy monitoring of changes in hydrocarbon type composition during petroleum biodegradation. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S. & ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 11-18.

HUPE, K., HERRENKLAGE, J., WOYCZECHOWSKI, H., BOLLOW, S. & STEGMANN, R. (1998): Influence of oxygen on the degradation of diesel fuel in soil bioreactors. Acta Biotechnol. **18** (2): 109-122.

HURT, K. L., BECK, F. P. & WILSON, J. T. (2001): Implications of subsurface heterogeneity at a potential Monitored Natural Attenuation site. Groundwater Monit. Remediat. **21:** 59-63.

HUTCHINS, S.R., MILLER, D.E., BECK, F.P., THOMAS, A., WILLIAMS, S.E. & WILLIS, G.D. (1995a): Nitrate-based bioremediation of JP-4 jet fuel; pilot-scale demonstration. In: HINCHEE, R.E., KITTEL, J.A: & RELSINGER, H.-J.: Applied Bioremediation of Petroleum hydrocarbons. Bioremediation **3** (6): 123-131.

HUTCHINS, S.R., WILSON, J.T. & KAMPBELL, D.H. (1995b): In situ bioremediation of a pipeline spill using nitrate as the electron acceptor. In: HINCHEE, R.E., KITTEL, J.A: & RELSINGER, H.-J.: Applied bioremediation of petroleum hydrocarbons. Bioremediation **3** (6): 143-153.

ISO TR 11046: 06.1994. Soil quality – Determination of mineral oil content – Method by infrared spectrometry and gas chromatographic method.

ISO/DIS 15685: 2001. Soil quality – Determination of potential nitrifikation – rapid test by ammonium oxidation. International organization for standardization. 14 S.

JARSJO, J., DESTOUNI, G. & YARON, B. (1994): Retention and volatilisation of kerosene: Laboratory experiments on glacial and post-glacial soils. J. Contam. Hydrol. **17:** 167-185.

JIN, Y., STRECK, T. & JURY, W.A. (1994): Transport and biodegradation of toluene in unsaturated soil. J. Contam. Hydrol. **17**(2): 111-127.

JOSEPH, A.T., GRENNEY, W.J. & STEVENS, D.K. (1994): Oil migration through unsaturated soils and ist effect on the vadose zone interactive processes (VIP) model output. Wat. Sci. Technol. **30** (3): 39-51.

JURY, W.A., RUSSO, D., STREILE, G. & ELABD, H. (1990): Evaluation of volatile organic chemicals residing below the soil surface. Water Resour. Res. **26**: 13-20.

KAO, C. M. & WANG, Y. S. (2001): Field investigation of the Natural Attenuation and intrinsic biodegradation rates at an underground storage tank site. Environ. Geol. **40**: 622-631

KÄSTNER, M., MAHRO, B. & WIENBERG, R. (1993): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe, Economica Verlag, Bonn: 180 S.

KATZENBACH, R., VOGLER, M. & FEHSENFELD, A. (2000): Die Beeinflussung von Natural Attenuation durch die Kapillareigenschaften des Bodens. In: 2. Symposium Natural Attenuation – Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen, Tagungshandbuch, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/ M.: 9-12.

KIM, H., HEMOND, H.F., KRUMHOLZ, L.R. & COHEN, B.A. (1995): In-situ biodegradation of toluene in a contaminated stream. 1. Field studies. Environ. Sci. Technol. **29** (1): 108-116.

KING, R. B., LONG, G. M. & SHELDON, J. K. (1998): Practical environmental bioremediation - the field guide. Lewis Publishers, Boca Raton, 184 S.

KLEIN, M. (2000): Langjähriger Wasserhaushalt von Gras- und Waldbeständen. In: MATTHIES, M. (Hrsg.): Beiträge des Instituts für Umweltforschung **17**. 211 S.

KLEINEIDAM, S., RÜGNER, H. & GRATWOHL P. (1999): Influence of petrographic composition/ organic matter distribution of fluvial aquifer sediments on the sorption of hydrophobic contaminants. Sed. Geol. **129**: 311-325.

KLENK, I. & GRATHWOHL, P. (2000): Transport und Bioabbau leichtflüchtiger organischer Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone. Referate Arbeitstreffen AG "Ungesättigte Zone", Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **92**: 40-42.

KLENK, I. (1999): Sickerwasserprognose bei biologisch abbaubaren Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) in der wasserungesättigten Bodenzone. Im Auftrag des Deutschen Instituts für Normung e.V., Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bodenschutz, FKZ 298 74 248: 51 S.

KOCH, R. (1995): Umweltchemikalien. 3. Aufl. VCH, Weinheim. 421 S.

KONING, M., SCHOLZ, J., HUPE, K., SCHWEDES, J. & STEGMANN, R. (2000): Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf die Umsetzung von MKW im Boden. TerraTech **9** (1):64-67.

KOVACS, A.L. & LANDSMAN, M.C (1995): No. 6 fuel oil bioremediation in fractured bedrock. . In: HINCHEE, R.E., KITTEL, J.A: & RELSINGER, H.-J.: Applied bioremediation of petroleum hydrocarbons. Bioremediation **3** (6): 185-200.

KRAUSS & PARTNER GMBH (1999): Geoanalytische Untersuchung ehem. Tanklager Schäferhof, Süd-Teil in Nienburg.-14.09.1999.

KUHLMEIER, P.D. & BARONE, J.C. (1985): Biodegradation potential of petroleum hydrocarbons in the vadose zone. Site selection characterization and design exploration, Annual Meeting – Assoz. of Engineering Geologist **28**: 91.

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1994): Bodenkunde. 5. Aufl. Eugen Ulmer, Stuttgart. 424 S.

LABO (2002): Arbeitshilfe Qualitätssicherung. Bund- Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung", 471 S.

LAGA-Richtlinie PN 2/78 (1983): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen. Entnahme und Vorbereitung von Proben aus festen, schlammigen und flüssigen Abfällen, Kap. E und F, Stand 12/1983.

LAHVIS, M.A. & BAEHR, A.L. (1996) Estimation of rates of aerobic hydrocarbon biodegradation by simulation of gas transport in the unsaturated zone. Water Resources Research **32** (7): 2231-2249.

LAHVIS, M.A., BAEHR, A.L. & BAKER, R.J. (1999): Quantification of aerobic biodegradation and volatilization rates of gasoline hydrocarbons near the water table under natural attenuation conditions. Water Resources Research **35** (3): 753-765.

LAUBACHER, R.C., BARTHOLOMAE, P, VELASCO, P. & REISINGER, H.J. (1997): An evaluation of the vapor profile in the vadose zone above gasoline plume. Proc. of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection, and Remediation Conference 1997: 396-408.

LEE, M.D. & SWINDOLL, C.M. (1993): Bioventing for in situ remediation. Hydrological Sciences **38** (4): 273-282.

LEE, S. C., EASTCOTT, L., SHIU, W. Y. & MACKAY, D. (1993): Petroleum contaminated soil. Chemistry and modeling. In: Principals and practices for petroleum contaminated soils, Calabrese, E., (ed.), Lewis Publishers: 323-339.

LEEDER-KAMANDA, G. (2001): Auszüge einer Vorabversion der Dissertation, TU Freiberg.

LEWITZ, H. (2004): Bodenluftbeprobung: Ausbreitungsmechanismen gasförmiger Stoffe im Boden. TerraTech **13**(3-4): 14- 16.

LFU (1991): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung. Bearb.: GELLER, A. & BRAUCH, W., Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. Materialien zur Altlastenbearbeitung **7**. 233 S.

LIBELO, E.L., STAUFFER, T.B., SHELLY, T., ANTWORTH, C.A., MACINTYRE, W.G., & BUGNA, G. (1998): Processes contributing to natural attenuation of fuel hydrocarbons in groundwater: a field study with known initial conditions. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 222-227.

LÖSER, C., SEIDEL, H., FISCHER, R. & STOTTMEISTER, U. (1999): Mikrobieller Kohlenwasserstoffabbau im Boden in Perkolationssystemen mit Prozeßsteuerung. In: Innovative Techniken der Bodensanierung. Hrsg.: S. HEIDEN. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg: 117-135.

MAHRO, B. (1999): Natürliche Selbstreinigung von PAK-Altlasten. In: Natural Attenuation – Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien, Resümee und Beiträge zum 1. Symposium Natural Attenuation vom 27.-28. Oktober 1999, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.,; Frankfurt a. M.: 95-109.

MALINA, G. & GROTENHUIS, J.T.C. (2000): The role of biodegradation during bioventing of soil contaminated with jet fuel. Appl. Biochem. Biotechn. **88**: 59-76.

MARGESIN, R., ZIMMERBAUER, A. & SCHINNER, F. (2000): Monitoring of bioremediation by soil biological activities. Chemosphere **40**: 339-346.

MARTUS, P. & PÜTTMANN, W. (2003): Literaturstudie zu Natural Attenuation von Mineralölprodukten - 50 Jahre Erfahrungen in Deutschland und Österreich. Altlasten Spektrum **12**(1): 13-21.

MASSMANN, J. & FARRIER, D.F. (1992): Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone. Water Resources Research **28** (3): 777-791.

MATHER, J. D. (1989): The attenuation of the organic component of landfill leachate in the unsaturated zone: a review. Q. J. Eng. Geol. **22:** 241-246.

MATTTHEß, G. & UBELL, K. (1983): Allgemeine Hydrologie – Grundwasserhaushalt. Lehrbuch der Hydrolgeologie Bd. 1. Gebrüder Borntraeger, Berlin. 438 S.

MCLINN & REHM, B.W. (1997): Biodegradation of petroleum hydrocarbons in fractured, unsaturated dolomite at a field site. Groundwater Mon. Rev. **17** (4): 73-79.

MCMILLEN, S. J., REQUEJO, A. G., YOUNG, G. N., DAVIS, P. S., COOK, P. D., KERR, J. M. & GRAY, N. R. (1995): Bioremediation potential of crude oil spilled on soil. In: Hinchee, R.E., Vogel, C.M. & Brockmann, F.J. (eds.): Microbial processes for bioremediation. Bioremediation **3** (8): 91-99.

MCMILLEN, S.J., GRAY, N.R., KERR, J.M., REQUEJO, A.G., MCDONALD, T.J. & DOUGLAS, G.S. (1995a): Assessing bioremediation of crude oil in soils and sludges. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 1-9.

MEIER-LÖHR, M. & BATTERMANN, G. (1998): Dissolution and degradation kinetics of BTEX compounds during large scale in situ bioremediation applying nitrate as an electron acceptor. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250**: 296-299.

MERKEL, B. & LEEDER, G (1999): Untersuchungen zum BTX-Verhalten in der ungesättigten Bodenzone. In: Natural Attenuation – Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien, Resümee und Beiträge zum 1. Symposium Natural Attenuation vom 27.-28. Oktober 1999, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt a. M.: 235.

MERTEN, F. (1981): Der Chemielaborant. Teil 3 Organische Chemie. – Schroedel, Hannover. 256 S.

MILLER, D. E. & HUTCHINS, S. R. (1995): Petroleum hydrocarbon biodegradation under mixed denitrifying/microaerophilic conditions. In: Hinchee, R.E., Vogel, C.M. & Brockmann, F.J. (eds.): Microbial processes for bioremediation. Bioremediation **3** (8): 129-136.

MILLER, R. M. (1995): Biotransformation of organic compounds. In: Handbook of vadose zone characterization & monitoring. Wilson, L.G. (ed.), Lewis Publishers, Boca Raton: 105-122.

MOYER, E.E., OSTENDORF, D.W., RICHARDS, R.J. & GOODWIN, S. (1995): Hydrocarbon biodegradation kinetics in an intact unsaturated zone soil core. In: HINCHEE, R.E., MILLER, R.N. & JOHNSON, P.C.: In situ aeration: Air sparging, bioventing and related remediation processes. Bioremediation **3** (2): 433-440.

NAGANAWA, T. & KYUMA, K. (1992): Reversible carbon dioxid sorption by soils: An error factor in the measurement of soil respiration. Soil Sci. Plant Nut. **38** (1): 179-182.

NEALE, N., HUGHES, J.B. & WARD, C.H. (2000): Impacts of unsaturated zone properties on oxygen transport and aquifer reaeration. Groundwater **38** (5): 784-794.

NEUMANN-HENSEL, H., AHLF, W., GERTH, J. & FÖRSTNER, U. (1999): Natürliches Abbaupotential von Mineralölprodukten in Böden - Prüfung einer ökotoxikologischen Testbatterie. - Vom Wasser **93**: 185-193.

NEWELL, C:J., MILLER, R.N., GONZALES, J., RIFAI, H.S., WIEDEMEIER, T.H. (1999): Modeling intrinsic remediation with multiple electron acceptors: Results from seven sites. Presented at the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water Conference, Houston, Texas Nov. 29 1995.
http://www.gsi-net.com/pubs/bin/meamodel.pdf

NEWMAN, W.A. & BARR, K.D.(1997): Assessment of natural rates of unsaturated zone hydrocarbon bioattenuation. In: ALLEMAN, B.C. & LEESON, A. In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (1): 1-6.

NOCENTINI, M., PINELLI, D., PASQUALI, G., FAVA, F. & PRANDI, A. (1998): Biotreatibility and feasibility tests for a bioremediation process: A case study for a kerosene contaminated soil. Annali di chemica **88**: 177-187.

NOVAK, J.T., SCHUMAN, D. & BURGOS, W. (1995): Characterization of petroleum biodegradation patterns in weathered contaminated soils. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 29-38.

O'LEARY, K.E., BARKER, J.F. & GILHAM, R.W. (1995): Remediation of dissolved BTEX through surface application: A prototype field investigation. Groundwater Mon. Rev. **15** (4): 99-109.

ONG. S.K., LEESON, A., HINCHEE, R.E., KITTEL, C.M., SAYLES, G.D. & MILLER, R.N. (1994): Cold climate applications of bioventing. In: HINCHEE, R.E.(ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 444-453.

OSTENDORF, D.W. & KAMPBELL, D.H. (1991): Biodegradation of hydrocarbon vapors in the unsaturated zone. Water Resources Research **27**(4): 453-462.

PABICH, W. J., VALIELA, I. & HEMOND, H. F. (2001): Relationship between DOC concentration and vadose zone thickness and depth below water table in groundwater of Cape Cod, U.S.A. Biogeochemistry **55:** 247-268.

PALITTAPONGANPIM, M., POKETHITIYOOK, P., UPATHAM, E. S. & TANGBANLUEKAL, L. (1998): Biodegradation of crude oil by soil microorganisms in the tropic. Biodegradation **9**: 93-90.

PECCIA, J.L., ZHANG, W., BOUWER, E.J. & CUNNINGHAM, A.B. (1997): Influence of soil moisture on the biodegradation of monoaromatic hydrocarbons. In: ALLEMAN, B.C. & LEESON, A.: In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (5): 387-392.

PELTOLA, R. J. & SALKINOJA-SALONEN, M. S. (2003): Improving biodegration of VOCs in soil by controlling volatilization. Bioremediation J. **7:** 129-138.

PERSSON, A., QUEDNAU, M. & AHRNÉ, S. (1995): Composting oily sludges: Characterizing microflora using randomly applified polymorphic DNA. In HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 147-155.

PETER, A., MILES, B., FREYGANG, M. & TEUTSCH, G.(2003): Reaktive Transportmodellierung zur Quantifizierung von NA an einem Kersosinschadenfall in der ungesättigten Bodenzone. In: 5. Symposium Natural Attenuation- Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven. 2.-3. Dezember 2003, Frankfurt. Tagungshandbuch, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/ M: 48-51.

PETER, A., MILES, B., ZAMFIRESCU, D., MARTAC, E., TEUTSCH, G., FREYGANG, M., BIELKA, A., VIGELAHN, L., TAUTE, T., RECKER, M. & PEKDEGER, A. (2004): Projekt 1.2: Natural Attenuation (NA) und Enhanced Natural Attenuation (ENA) an typischen Mineralölstandorten am Beispiel Brand und Niedergörsdorf. Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden – KORA-Statusseminar, Tagungsband: 23-32.

PFEIFER , F., ODENSASS, M. & SCHROERS, S. (1999): Abschätzung des Stoffeintrages in das Grundwasser nach Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Altlastenspektrum **8** (3): 144-154.

PINKART, H. C., RINGELBERG, D. B., STAIR, J. O., SUTTON, S. D., PFIFFNER, S. M. & WHITE, D. C. (1995): Phospholipid analysis of extant microbiota for monitoring in situ bioremediation effectiveness. In: Hinchee, R.E., Douglas, G. S. & Ong, S. K. (eds.): Monitoring and verification. Bioremediation **3** (5): 49-57.

PRINZ, H. (1997): Abriss der Ingenieurgeologie. 3. Aufl. Enke, Stuttgart. 546 S.

PROMMER, H., BARRY, D.A. & DAVIS, J.W. (1998): The effect of seasonal variability on intrinsic biodegradation of a BTEX plume. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 213-220.

PROMMER, H., DAVIS, G. B. & BARRY, D. A. (1999): Geochemical changes during biodegradation of petroleum hydrocarbons: field investigations and biogeochemical modelling. Org. Geochem. **30:** 423-435.

RAHMAN, M., HÜSER, N., SIEVERS, J., NITSCHKE, F. & POETKE, D. (2004): Projekt 1.4: Entwicklung eines in-situ Sanierungsverfahrens für kohlenwasserstoff-belastete Aquifere durch nitratgestützten mikrobiellen Abbau am Beispiel des Standortes Berlin-Spandau. Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden – KORA-Statusseminar, Tagungsband: 40-47.

RAINWATER, K., MAYFIELD, M.P., HEINTS-WYATT, C. & CLABORN, B.J. (1989): Laboratory studies of the effects of cyclic vertical water table movement on in situ biodegradation of diesel fuel. Proc. of the NWWA/API conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water - Prevention, Detection, and Remediation, Houston, Texas: 673-686.

REICHERT, B., HÖTZL,E., WEBER, K. & EISWIRTH, M. (1998): Factors controlling the natural attenuation of BTEX. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250**: 237-244.

RIFAI, H., BORDEN, R.C., WILSON, J.T., & WARD, C.H. (1995): Intrinsic bioattenuation for subsurface restoration. – In: HINCHEE, R.E., WILSON, J.T. & DOUGLAS, C.D.: Intrinsic bioremediation. Battelle Press, Columbus, Ohio: 1-29.

RIJNAARTS, H.H.M. (1998): Natural in situ bioprocesses as a basis for cost-effective remediation: examples of 16 contaminated sites in The Netherlands. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 283-285.

RIPPER, P., RIPPER, G., FRUEDRICH, L. & HOLLERBACH, A. (1993): Bewertung von Bodenbelastungen mit Mineralölkohlenwasserstoffen. TerraTech **2**(1): 35-39.

ROTERT, K.H., CRONKHITE, L. A. & ALVAREZ, P. J. J. (1995): Enhancement of BTX biodegradation by benzoate. In: Hinchee, R.E., Vogel, C.M. & Brockmann, F.J. (eds.): Microbial processes for bioremediation. Bioremediation **3** (8): 161-168

Rowell, D.L. (1997): Bodenkunde – Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung. Springer Berlin. 614 S.

RÜDDIGER, G. (1986): Untergrund-Sanierung im Mineralölbereich. Eröl-Erdgas-Kohle **102** (2): 90-93.

RÜGGE, K., BJERG, P.L. & CHRISTENSEN, T.H. (1998): Natural attenuation or aromatic and chlorinated aliphatic compounds: comparison of field and laboratory experiments. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250**: 205-211.

SABERIYAN, A.G., MACPHERSON, J.R., ANDRILENAS, J.S., MOORE, R. & PRUESS, A.L. (1995): A bench-scale biotreatability methodology to evaluate field bioremediation. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 185-191.

SALMINEN, J. M., PIRJO, M. T., SUORTTII, A.-M., & JØRGENSEN, K. S. (2004): Potential for aerobic and anaerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons in boreal subsurface. Biodegradation **15**: 29-39.

SAWATSKY, N. & LI, X. (1997): Importance of soil-water relationships in assessing endpoints in biormediated soils. In: Alleman, B.C. & Leeson, A.: In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (4): 35-4.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl. Enke, Stuttgart. 494 S.

SCHINNER, F. & SONNLEITNER, R. (1996). Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik, Band I: Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer, Berlin-Heidelberg-New York: 450 S.

SCHLEGEL, H.G. (1992): Allgemeine Mikrobiologie. 7. Aufl. Thieme, Stuttgart. 634 S.

SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. 2. Aufl. Blackwell, Berlin: 295 S.

SCHMIDT, J., ROSELT, K. & HILDMANN, E. (2002): Ausbreitungsverhalten von Schadstoffen im Grundwasser - Ableitungen für Risikobewertung und Altlastenmanagement. Altlasten Spektrum **11**(5): 236-244.

SCHOEFS, O., PERRIER, M., DOCHAIN, D. & SAMSON, R. (2003): On-line estimation of biodegradation in an unsaturated soil. Bioprocess Biosystems Eng. **26**: 37-48.

SCHOLZ, J., MÜLLER, B.G., SCHWEDES, J., DECKWER, W.-D. (1996): Verbesserung der mikrobiellen Bodenreinigung in Feststoffreaktoren durch Desagglomeration. In: Neue Techniken der Bodenreinigung. Hrsg.: R. STEGMANN. Economica Verl., Bonn. Hamburger Berichte **10**: 411-422.

SCHULZE-MAKUCH, D. (1998): Remediation of hydrocarbons by using an integrated approach of risk assessment and in situ microbial methods. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 292-295.

SITTLER, S.P. & CROSSMANN, T.L. (1997): Demonstration of natural intrinsic remediation to reduce remedial costs at a petroleum bulk storage terminal. Water Environment Federation 70th Annual Conference & Exposition, WEFTEC **1997/ 3** : 47-57.

SONG, H.-G. & BARTHA, R. (1990): Effects of jet fuel spills in the microbial community of soil. Appl. Environ. Microbiol. **56** (3): 646-651.

SONG, H.-G., WANG, X. & BARTHA, R. (1990): Bioremediation potential of terrestrial fuel spills. Appl. Environ. Microbiol. **56** (3): 652-656.

STAUFFER, T.B., LIBELO, E.L., MACINTYRE, W.G., BOGGS, J.M. & STAPLETON, R. (1998): A field study to quantitate important chemical and biological processes in natural attenuation. Contaminated Soil '98. ConSoil '98, 6th int. FZK/TNO Conference on Contaminated Soil **1**: 95-100.

STOUT, S. A. & LUNDEGARD, P. D. (1998): Intrinsic biodegradation of diesel fuel in an interval of separate phase hydrocarbons. Appl. Geochem. **13** (7): 51-859.

SUBLETTE, K.L., KOLHATKAR, R.V., BOROLE, A., RATERMAN, K.T., TRENT, G.L., JAVANMARDIAN, M. & FISHER, J.B. (1997): Intrinsic bioremediation of gas condensate hydrocarbons: Results over two years of ground water and soil core analysis and monitoring. Appl. Biochem. Biotechnol. A. **63**: 823-834.

SWANSON, M. (1999): Natural attenuation of fuel hydrocarbons: Petroleum, oil, and lubricant facility, Site ST41, Elmendorf Air Force Base, Alaska. In: WIEDEMEIER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J. & WILSON J.T. (eds.): Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. Wiley, New York: 483-504.

TAHRAOUI, K., SAMSON, R. & RHO, D. (1995): BTX degradation and dynamic parameters interaction in a 50-l biofilter. In: HINCHEE, R.E., KITTEL, J.A: & RELSINGER, H.-J.: Applied bioremediation of petroleum hydrocarbons. Bioremediation **3** (6): 257-262.

THALMANN, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliuchlorid (TTC). Landwirtschaftliche Forschung **21**: 249-258.

THOMAS, M. J., GORDY, V. R., BRUCE, C. L., HUTCHINS, S. R., SINCLAIR, J. L. & WARD, C. H. (1995): Microbial activity in subsurface samples before and during nitrate-enhanced bioremediation. In: Hinchee, R.E., Vogel, C.M. & Brockmann, F.J. (eds.): Microbial processes for bioremediation. Bioremediation **3** (8): 271-280.

THORNTON, S.F., DAVISON, R.M., LERNER, D.N. & BANWART, S.A. (1998): Electron balances in field studies of intrinsic bioremediation. Groundwater Quality: Remediation and Protection, IAHS Publ. **250:** 273-281.

TOTSCHE, K. U., KÖGEL-KNABNER, I., HAAS, B., GEISEN, S. & SCHEIBKE, R. (2003): Preferential flow and aging of NAPL in the unsaturated zone of a hazardous waste site: implications for contaminant transport. J.Plant Nutr.Soil Sci. **166:** 101-110.

TOTSCHE, K.W. & KÖGEL-KNABNER, I. (2000): Natural Attenuation Spezifische Probleme in der ungesättigten Bodenzone. - In: 2. Symposium Natural Attenuation – Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen, Tagungshandbuch, DECHEMA (Hrsg.) Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologei e.V., Frankfurt a. M.: 13-15.

TOUSSAINT, B. (1988): Grundwasser und Umwelt aus hydrologischer Sicht. Vorlesungsmanuskript WS 1987/1988 für die RWTH Aachen.

TRAPP, S. (2000): Aspekte der Phytoremediation organischer Schadstoffe. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. **12** (5): 246-255.

UMWELTBUNDESAMT (1997): Untersuchungen zum Abbau- und Migrationsverhalten von Mineralölen, Aromaten und chlorierten Kohlenwasserstoffen im Boden und Grundwasser am Beispiel der ehemaligen WGT-Liegenschaft „Tanklager Vogelsang“. Durchführende Institution: Industrieanlagen-Betriebsgesellschaft mbH. Forschungsbericht, 209 S. BMU-Sondervorhaben FKZ 381 00 101.

UMWELTBUNDESAMT (1998): Auswahl aus geologischer Sicht geeigneter Liegenschaften zu den „Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe (MKW, BTEX und LHKW) am Beispiel militärischer Altlasten“. Durchführende

Institution: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover, Dienstbereich Berlin. 50 S. Unterauftrag zu FKZ 298 76 712/01.

UMWELTBUNDESAMT (1999): Validierung von Sickerwasser-Prognose-Verfahren für Böden, Teilvorhaben 4: Sickerwasserprognose bei biologisch abbaubaren Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) in der wasserungesättigten Bodenzone. Durchführende Institution: Institut und Museum für Geologie und Paläontologie der Universität Tübingen, Lehrstuhl Angewandte Geologie. Im Auftrag des: DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Forschungsbericht, 236 S. FKZ 298 74 248.

UMWELTBUNDESAMT (2000): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie Bremen, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main, UMWELTSCHUTZ Nord GmbH & Co. Forschungsbericht, 223 S. FKZ 298 76 712/01.

US EPA, OSWER (1997): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA corrective action, and underground storage tank sites. OSWER Directive 9200,4-17, November 1997. 25 S.; Washington, D.C.
http://www.epa.gov/swerust1/directiv/9200_417.html

VAN DE VELDE, K.D., MARLEY, M.C., STUDER, J. & WAGNER, D.M. (1995): Stable carbon isotope analysis to verify bioremediation and bioattenuation. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 241-257.

VD LUFA METHODENBUCH BAND I: 1991. Bestimmung des löslichen mineralischen Stickstoffs. 20 S.

VD LUFA METHODENBUCH BAND I: 1991. Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppellaktat(DL)-Auszug. 12 S.

VDI 3865: 01.1998. Messen organischer Bodenverunreinigungen - Blatt 2: Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 57 S.

VDI 3865: 10.1998: Messen organischer Bodenverunreinigungen - Blatt 1: Messen leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe; Messplanung für Bodenluft-Untersuchungsverfahren. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. ?

VDI 3865: E 11.1996. Messen organischer Bodenverunreinigungen – Blatt 3: Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösungsmittel. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 16 S.

VENKATRAMAN, S.N., KOSSON, D.S. & SCHURING, J.R. (1998): Transport and biological fate of toluene in low-permeability soils. Groundwater Mon. Rev. 1998 (1): 105-113.

VOIGT, H.-J. (1990): Hydrogeochemie. Springer, Berlin. 310 S.

WAARDE, J.J. VAN DER, DIJKHUIS, E.J., HENSSEN, M.J.C. & KEUNING, S. (1995): Enzyme assays as indicators for biodegradation. In: HINCHEE, R.E., DOUGLAS, G.S., ONG, S.K.: Monitoring and verification of bioremediation. Bioremediation **3** (5): 59-63.

WALWORTH, J. L., WOOLARD, C. R., BRADDOCK, J. F. & REYNOLDS, C. M. (1997): The role of soil nitrogen concentration in bioremediation. In: Alleman, B.C. & Leeson, A.: In situ and on-site bioremediation. Bioremediation **4** (4): 283-289.

WIBBE, M. L. & BLANKE, M. M. (1999): Aliphatic hydrocarbons in an oil-contaminated soil: Carbon economy during microbiological decontamination. Environ. Sci. Pollut. Res. **6**: 2-6.

WIDRIG, D.L. & MANNIG, J.F. (1995): Biodegradation of No.2 diesel fuel in the vadose zone: A soil column study. Environ. Tox. & Chem. **14** (11): 1813-1822.

WIEDEMEIER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J. & WILSON J.T. (1999): Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. Wiley, New York: 617 S.

WIEDEMEIER, T.H., SWANSON, M.A., WILSON, J.T., KAMPELL, D.H., MILLER, R.N. & HANSEN, J.H. (1995a): Patterns of intrinsic bioremediation at two U.S. Air Force Bases. – In: HINCHEE, R.E., WILSON, J.T. & DOUGLAS, C.D.: Intrinsic bioremediation. Battelle Press, Columbus, Ohio: 31-51.

WIEDEMEIER, T.H., WILSON, J.T., KAMPELL, D.H. & MILLER, R.N. (1994): Proposed Air Force guidelines for succesfully supporting the intrinsic remediation (natural attenuation) option at fuel hydrocarbon contaminated sites. Ground Water Management **18**: 159-171.

WIEDEMEIER, T.H., WILSON, J.T., KAMPELL, D.H., MILLER, R.N., HANSEN, J.E. (1995b): Technical protocol for implementing intrinsic remediation with long-term-monitoring for natural attenuation of fuel contamination dissolved in groundwater. – Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE)/ Brooks Air Force Center,Technology Transfer Division, San Antonio, Texas. 2 vol.

WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde: eine Einführung. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg. 328 S.

WILSON, J. (1996): Visualization experiments at the pore scale. In: Kobus, H., Barzewski, B. & Koschitzky, H.-P. (ed.): Groundwater and subsurface remediation; research strategies for in-situ technologies. Springer, Berlin: 89-98.

WILSON, L. P., DURANT, N. D. & BOUWER, E. J. (1995): Aromatic hydrocarbon biotransformation under mixed oxygen/nitrate electron acceptor conditions. In: Hinchee, R.E., Vogel, C.M. & Brockmann, F.J. (eds.): Microbial processes for bioremediation. Bioremediation **3** (8): 137-144

WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES (1999): Interim guidance an natural attenuation for petroleum releases. Bureau for Remediation and Redevelopment. http://www.rz.uni-frankfurt.de/FB/fb17/umwelt/RR614.pdf

WRENN, B.A., HAINES, J.R., VENOSA, A.D., KADKODYAN, M. & SIUDAN, M.T. (1994): Effects of nitrogen source on crude oil biodegradation. J. Microbiol. **13**: 279-286.

WÜRDEMANN, H., WITTMAIER, M., RINKEL, U. & HANERT, H.H. (1994): A simple method for determining deficiency of oxygen during soil remediation. In: HINCHEE, R.E. (ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 454-458.

YANG, Y.J., SPENCER, R.D., MERSMAN, M.A. & GATES, T.M. (1995): Ground-water contaminant plume differentiation and source determination using BTEX concentration ratios. Ground Water **33** (6): 927-935.

YARON, B., SUTHERLAND, P., GALIN, T. & ACHER, A. J. (1989): Soil pollution by petroleum products, II. Adsorption-desorption of "kerosene" vapors on soils. J. Contam. Hydrol. **4:** 347-358.

YERUSHALMI, L., ROCHELEAU, S., CIMPOIA, R., SARRAZIN, M., SUNHARA, G., PEISAJOVICH, A., LECLAIR, G. & GUIOT, S. R. (2003): Enhanced biodegradation of petroleum hydrocarbons in contaminated soil. Bioremediation J. **7:** 37-51.

ZAUSIG, J., STEPNIEWSKI, W. & HORN, R. (1993): Oxygen concentration and redox potential gradients in unsaturated model soil aggregates. Soil. Sci. Soc. Amer. J. **57**: 908-916.

ZEYER, J., BOLLIGER, C., BERNASCONI, S. & SCHROTH, M. (1999): Intrinsische Bioremediation von Mineralölkohlenwasserstoffen im Grundwasser: Fallstudie Stueden. In: HEIDEN, S., ERB, R. WARRELMANN, J. & DIERSTEIN, R.: Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand-Anwendungen-Perspektiven. Initiativen zum Umweltschutz **12**: 132-138.

Abkürzungen

a	Jahr(e)
ALA	Altlastenausschuss der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
B	Boden
BL	Bodenluft
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BTEX	(Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole)-Aromaten
CFU	Colony forming units
d	Tag(e)
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DIN	Deutsche Industrienorm
DOC	Dissolved Organic Carbon
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
EN	Euronorm
FID	Flame Ionisation Detector
GC-MS	Gaschromatographie- Massenspektrometer
Gew.-%	Gewichts-Prozent
GW	Grundwasser
h	Stunde(n)
HC	Hydrocarbons
ISO	International Standard Organization
k. A.	keine Angaben
KG	Korngröße
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Boden
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz (Baden-Württemberg)
LNAPL	Light Nonaqueous Phase Liquid
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MP	Messpunkt
MPN	most probable number
NA	Natural Attenuation
PA	Polyamid
PHC	Petroleum Hydrocarbons
PVC	Polyvinylchlorid
QS	Qualitätssicherung
SOM	Soil Organic Matter
SW	Sickerwasser
TCH	Total Combustible Hydrocarbons
THC	Total Hydrocarbons
TOC	Total Organic Carbon
TPH	Total Petroleum Hydrocarbons
TS	Trockensubstanz
u. GOK	unter Geländeoberkante
US EPA	United States Environmental Protection Agency
UST	Underground Storage Tank
VOC	volatile organic carbon
Vol.-%	Volumen-Prozent

Indexverzeichnis

A

Abbauprodukte
- Kohlendioxid 64
- Metabolite 30

Abbaurate 62, 64, 77
Aliphate 22
Alkalinität 59
Ammonium 78

B

Bakterien 75
Bakterienzellzahl 75
Bewertungskatalog 81, 82
Bodenart 40
Bodenatmung 76
Bodenfeuchte 52
Bodengefüge 43
Bodenwasser
- Kapillarkraft 37
- Matrixpotential 38
- Wassergehalt 52

Bodenzone
- gesättigte 12, 20
- ungesättigte 12, 15, 20

BTEX 25

D

Datenbanken 13
Dehydrogenase-Aktivität 77
Denitrifikation 66
DOC 72
Durchlässigkeitsbeiwert 46

E

Eisen 67
Eisenoxide 50
Eisenreduktion 67
Elektronenakzeptor 60, 61, 67, 68
Elektronendonator 72, 73
Evapotranspiration 32

G

Gesamtstickstoff 69
Grundwasser
- Flurabstand 33
- Neubildungsrate 37

H

Humusgehalt 47
Hydrogeologie 32

K

Karbonathärte 60
Kationenaustauschkapazität 50
Kohlendioxid 61, 64
Kohlenwasserstoffe
- aromatische 25
- gesättigte 22
- ungesättigte 22
- verzweigte 22

Kohlenwasserstoff-Identifizierung 30
Kohlenwasserstoff-Screening 30
Kontaminanten 21
Kontamination
- Alter 27
- Art 27
- Zusammensetzung 27

Korngrößenverteilung 40

L

Leitfähigkeit
- elektrische 58

Leitfähigkeit'
- hydraulische 46

Literaturquellen 17
Literaturrecherche 12
Luftdruck 57

M

Mangan-Oxide 50
Metabolite 30
Methanogenese 74
mikrobielle Biomasse 75
mikrobieller Abbau 22, 23
Mikroorganismen
- autotrophe 75, 78
- heterotrophe 75, 78

MKW 22
Molekularer Wasserstoff 73

N

Nährstoffe 69, 71
Niederschlag 32
Niederschlagsmenge 57
Nitrat 65

O

Oxide
- -Eisen 50
- -Mangan 50

P

Phosphor 71
pH-Wert 59
Physiko-chemische Parameter....54
Porenanteil 43
Porenvolumen 43
Porenziffer 44
Potentielle Nitrifikation....78
Pufferkapazität....59

R

Redoxpotential....60
Respirationstest....62

S

Salinität....51
Sauerstoff 61
Sauerstoffkonzentration....63
Säurekapazität....59
Schichtaufbau....41
Schichtmächtigkeit.... 41
Schlüsselbegriffe.... 14
Schlüsselparameter 79
Schwefelwasserstoff 73
Sickerwasser.... 32
Sickerwasserrate 34, 58
Sorption.... 48
Stickstoff 69
Sulfat.... 68
Sulfatreduktion.... 68

T

Temperatur 55
TOC 72
Tonminerale.... 49

W

Wasserdurchlässigkeit.... 46
Wassergehalt.... 52, 58
Wasserhaushalt 32

Anhang A 2-1: Einfluss der Kriterien/Parameter auf den natürlichen Abbau/Rückhalt von MKW und BTEX (tabellarische Übersicht)

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
(Parameter-gruppe)	*(Benennung)*	*(Abbau / Rückhalt Kontamination)*	*(Kurzbeschreibung der Effekte, Angabe von Abbau-, Sorptions-Freisetzungsraten, Stimulierung, Hemmung)*	*(untersuchte Konzentrationsbereiche im Boden, Bodeneluat, Sickerwasser etc.)*		*(Nr.)*
Kontaminanten / Metaboliten/ Begleit-kontaminanten	TPH	Abbau von TPH	Säulenversuche mit versch. Nährlösungen, Dotierung mit Diesel-kraftstoff (363 bzw. 332 d): Abbau von 31-81 % TPH Säule "natural attenuation", 363 d: Abbau von 16% TPH	s. Kont.	6.200 mg/kg	18
	MKW	hydrolytische Aktivität	Verleich hochkontaminierten Altlast und unkont. Standort: - hydrolyt. Aktivität (FDA-Hydrolyse) der autochtonen Mikroflora durch das Mineralöl gehemmt - Hemmeffekte z. Beginn 50 %, im Untersuchungszeitraum abnehmend	Hemmwirkung < 50 %	4 % MKW i. Boden	56
	KW-Identifizierung	Abbau von TPH	Laborversuche mit kont. Böden, Nährstoffzugabe: - während der Biodegradation verschiebt sich das Verhältnis von gesättigten : aromatischen : polaren Verbindungen - Verhältnis C^{17}/ Isoprenoid nimmt in 5 Wochen , von 1,8 auf 0,18 ab da C^{17} schneller abgebaut wird. Danach langsamer Anstieg durch Abbau von Isoprenoid. Demnach Verhältnis nur zur Beurteilung des Abbaus in frischen Kontaminationen	C^{17}/ Pr = 1,8	* 4 mg/kg C^{17} 250 mg/kg gesättigte + aromat. Verbindungen	69
	KW-Identifizierung	Abbau von Flugbenzin	Flüchtige MKW in der ungesättigten Bodenzone (5m mächtig) Kontaminationsquelle im GW (LNAPL); Bohrkerne im Labor einem aufwärtsgerichteten Gasstrom (79 5 N_2, 21 % O_2) ausgesetzt: Komponenten mit geringerem Molekulargewicht + weniger Methylgrp. weisen höhere Abbauraten auf	k.A.	k.A.	80
	KW-Identifizierung	Abbau von TPH	Mikrokosmen mit sandigem Lehm, Abbau über Sauerstoffverbrauch und extrahierbarem Organik-Gehalt bestimmt: - in 4 Wochen nimmt die Abbauleistung mit Zunahme des Anteils an hochmolekularen (schwere) KW`s ab	Rohöl: API-gravity 15-45	5.000 mg/kg	95
	Kettenlänge/ molekulare Zusammensetzung	Abbau von TPH	a) Feldversuche über 52 Wochen mit Rohöl-kontaminiertem Boden (angereichert mit Nährstoffen) b) Laborversuche mit Motoröl-dotiertem Sand-Lehm-Boden - Abbaugrad abhängig von molekularer Zusammensetzung - gerade und verzweigte Ketten C_{15-35} fast komplett abgebaut - Konzentrationsmaximum dizyklischer Verbindungen:	C_{13}-C_{44}	a) k.A. b) 10% Motoröl (10W-30)	68

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			a) bei < C_{25} (C_{20} = 229 mg/kg) b) bei C_{25} -C_{30} (C_{27} = 1.412 mg/kg) Biodegradation zu 75 %			Forts. 68
	Kettenlänge	Abbau von MKW	Biotreatability'-Tests zur Abschätzung des Selbstreinigungswahrscheinlichkeit, 5 Fallbeispiele, Versuchsdauer 12-35 d: Benzin leichter abbaubar als Diesel/ Motoröl TPH-Abbau 76-85 %	Benzin C_4- C_{10} Diesel C_{11}- C_{24} Diesel/Motoröl C_{11}- C_{35}	52-3.400 mg/kg TPH	79
	Kettenlänge	Abbau von Diesel	Bodenuntersuchungen 18-24 m u.GOK, kontaminierter Sand - Diesel schwimmt als Phase auf dem Wasserspiegel auf (21,9 m) - während der Biodegradation Anstieg des Verhältnisses langkettiger zu kurzkettigen Alkanen	Alkane: C_8-C_{30}	EOM: 2.000 - 140.000 mg/kg	116
	Kettenlänge	VOC-Verteilung	Säulenversuche (Ø 8,1 cm x 120 cm Länge), einseitig VOC-Mischung ausgesetzt, Versuchsdauer 56 Tage: - mit Zunahme der Kettenlänge sinkt Eindringtiefe im Profil Batch-Versuche zum Verhältnis der Sorption in Boden und Bodenluft: - nur bei n-Oktan, n-Decan, Toluol, Xylol ist Abbaurate in biotischem Sand höher als in der abiotischen Kontrolle	s. Kont.	n-Pentan: 74,7 g/m³ n-Hexan: 48,1 g/m³ n-Oktan: 5,1 g/m³ n-Decan: 1,3 g/m³ Toluol: 3,7 g/m³	112
	Kettenlänge	VOC-Verteilung	Volatilisierung in 7 bzw. 30 Tagen bei 5°C und 27°C in Sand und lehmigem Sand: - leichtere Komponenten (C_{10}-C_{12}) unabhängig von der Temperatur bereits nach 7 Tagen verschwunden - relativer Anstieg von C_{13}-C_{15})	C_{10}-C_{15}	Kerosin: k.A. mg/kg	125
	n-Alkane	Alter der Kontamination	-gegenüber frischem Dieselöl nimmt die Konzentration der n-Alkane in physikalisch verwitterten Ölen ab	s. Kont.	0-800 mg/kg -Alkane	23
	Hexadecan	Bakterienzahl	Mikrokosmen mit artifiziell kont. Boden, versch. Wassergehalte: - Bakterienzahl steigt für 5 Tage, dann deutlicher Rückgang mit Abnahme der Kontamination	k.A.	Hexadecan: 10.000 mg/kg	107
	Toluol	Abbau von Toluol	Untersuchung von A, B u. C-Horizonten, Mikrokosmen Substratlimitierung, Toluol als Primärsubstrat Abbauraten 1-2 µg Toluol / g Boden / d (B- u. C-Horizont) nach Adaptation (wiederholte Dotierung)	s. Kont.	4,5 mg Toluol / l im Eluat (A) 2,5 mg Toluol / l im Eluat (B,C)	1
	Toluol	Abbau von BTEX a. Bsp. Toluol	b) Säulenversuche (versch. Tiefenintervalle), Zugabe von Nährlsg. -mit Erhöhung der Toluol Konz. steigt Abbaurate von < 0,03 µg/g d auf 1-11 µg/g d (3-56 mg/l)	s. Kont.	Dotierung (Oberfläche): 3-56 mg/l	22

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			- A-, B-, C-Hor. gemischt, Dotierung 24 mg/l Toluol: Abbaurate 0,65-6,31 µg/g d, Vergleichs-Säule. < 0,11 µg/g d - Abbaurate A-Horizont: 37,4 µg/g d c) Säulenversuche Feld (GW 180-230 cm u. GOK)	s. Kont.	24 mg/l Toluol	Forts. 22
			- nach 5 d in 35 cm Profiltiefe Toluol komplett abgebaut	s. Kont.	7 mg/l	
			- nach 10 d in der gesamten Säule noch ca. 1 mg /l Toluol Abbaurate in 10-20 cm Tiefe : 9,9-43 µg/g d	s. Kont.	19 mg/l	
			d) Versuchsfeld 1: ~0,3 mg/l nach 8 d im B- und C-Horizont Abbaurate A-Horizont 0-10 cm: 43,4-55,5 µg/g d	s. Kont.	9,7 mg/l	
			Versuchsfeld 2: + 3,2 mg N/cm, vollständiger Abbau nach 8d im B- und C-Horizont; Abbaurate A-Hor. 0-10 cm: 33-34,1 µg/g d	s. Kont.	9,6 mg/l	
	Toluol	Aktivität u. Zahl der Mikroorganismen	Säulenversuche mit A-, B-, C-Horizonten Aktivität von < 0,15 mg/kg d auf 0,6-6,5 mg/kg d gesteigert Anzahl der Mikroorganismen : 10^{2}-10^{7} MO/g auf 10^{4}-10^{9} MO/g mit Toluol-Zugabe gestiegen	s. Kont.	Dotierung (Oberfläche): 4-46 mg /l Toluol	39
	Toluol	Abbau von Toluol	Kerosin-dotierte Proben, Toluol-Konzentration in headspace: - bei Toluol-Sättigung von > 75 % in der Gasphase setzt inhibitorischer Effekt ein	s. Kont.	75, 100, 150 % Toluol in der BL	40
	Toluol-Konz.	Abbau von Toluol	Mikrokosmen mit verschiedenen Bodenarten (Sand /Lehm / Ton): -kein Abbau bei > 250 mg/kg Toluol, bei 200 mg/kg beginnt der Abbau erst nach 200 Stunden, bei 0,5 mg/kg dagegen sofort	s. Kont.	0,5-500 mg/kg Toluol	101
	Rohöl-Konz.	mikrobiellen Abbau	Messung des O_2-Verbrauchs als Anzeiger d. mikrob. Abbaus untersch. stark dotierter Proben in 360 d: Verbrauch bei Boden mit 10 % Kontam. geringer als bei 5 % (> 2 %), 10 % kont. Boden zeigt erst nach 14 Tagen messbaren O2-Verbrauch, d.h. bei 10 % treten hemmende Effekte auf mikrob. Abbau ein	s. Kont.	2 %, 5 %, 10 %	34
	Art des Rohöls	mikrobiellen Abbau	- nieder molekulare (leichte) KW's werden schneller abgebau als hochmolekulare (schwere) KW`s - in beiden Fällen in 1 a kein vollständiger Abbau	California crude oil Michigan crude oil	5 % Rohöl i. Boden	34
	Kerosin-Konz.	Mikroorganismen	keine toxisch Wirkung auf Mikroorganismen bei Konzentrationen von 35.000 mg Kerosin /kg Sand	s. Kont.	35.000 mg/kg	40
	Menge Dieselöl	Migration von Dieselöl	Säulenversuche (45 cm Boden), Dotierung mit "Penrico 2257 petroleum oil", Wasserdurchfluss: 1 cm/ h - Ausbreitung des Dieselöls m. d. Säulentiefe abhängig v. %-Anteil	s. Kont.	5-30 % petroleum oil	46

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Kraftstoffkonz.	Abbaurate von BTEX, n-Alkanen, iso-Alkanen	Bodensäulen (20 cm), Versuchsdauer 350 h - initiale Konzentration 140.000 mg/kg: Reduktion um 89 %, höchste Konz. am Top aufgrund starker Kapillarwirkung (hohe Volatilisierung) - initiale Konzentration 50.000 mg/kg: Reduktion um 65 %, Konz.-Zunahme mit der Tiefe	s. Kont.	Synth. Kraftstoffmischung 50.000/140.000 mg/kg	118
	Alter der Kontaminatation	Dampfdruck, Konzentration	Alterung von Kraftstoffen führt zu Gemischen mit niedrigem Dampfdruck, d.h. zur Abnahme der abs. Konz. an der GW-Oberfläche	k. A.	k. A.	49
	Alter der Kontamination	Bioaktivität	Verleich hochkontaminierten Altlast und unkont. Standort: - Bioaktivität in den belasteten Proben gegenüber den unbelasteten nicht gesteigert - gut abbaubaren Komponenten bereits abgebaut - Biotests im Boden zeigten für die belasteten Proben eine Hemmung der biologischen Aktivität größer 90%.	k. A.	Altlast 2,7 % MKW (H18) 5,4 % MKW (H17) Kontrollstandort 0,03 % MKW (H18) 0,14 % MKW (H17)	56
	frühere Kontaminationen	Abbau von Toluol	Diffusion von gasförmigem Toluol durch versch. Bodensäulen - nach Toluol-Dotierung ist in "ursprünglich" kontaminierten Böden der biol. Abbau höher als in "frischen" Böden	k. A.	11-140 mg Toluol/ l BL	44
	d C^{13}	Abbau von Rohöl	C^{13}/C^{14}-Verhältnis zur Abschätzung des beim biolog. Abbaus entstehenden CO_2 gegenüber CO_2 aus natürl. org. Bodenmaterial: - nach 120 d: 51 % Rohöl zu CO_2, 5 % Verlust d. Verflüchtigung, 5 % in extraheirbare poale Komponenten ungebaut, 11 % an SOM gebunden, 27 % Extrahierbar	k.A.	34.500 mg/kg HC	73
	d C^{13}	Abbau von PHC	Messung des dC^{13} in CO_2 aus dem Abbau von Heizöl 1) dC^{13} in entstehendem CO_2 entspricht dC^{13} in mit Heizöl-dotiertem Substrat u. nicht dC^{13} von Methan, d.h. C-Quelle zu 81-85 % Heizö 2) Kontam. durch UST im GW: im nicht belasteten Bereich entspricht dC^{13} dem natürl. Böden, am Schadensherd dem von Petroleun	d C^{13}: 1) -20,1 bis -27,3 °/₀₀ 2) -29 °/₀₀	k.A.	78
	Metabolite	Bodentoxizität (Algen, Nematoden, Hafer)	Best. der Bodentoxizität anhand des Algenwachstums im Eluat: - wasserlösliche Metabolite wirken sich auf Wachstum aus - Hemmfaktor im Boden: Labor <50 %, Altlast > 90 %	k.A.	Labor: 4 % MKW i. Boden Altlast 2,7 % MKW (H18) 5,4 % MKW (H17)	56
* * *	Metabolite PAK	Abbau von PAK	Erfassung des sequentiellen Metaboliten-Austrags zur Quantifizierung der Parameter des Transports, Abbaus und ihre gegenseitigen Beeinflussung	k. A.	k. A.	2

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
Hydrogeol. Standort-parameter	Mächtigkeit d. unges. Bodenzone	Abbau von MKW	Aerober Abbau von MKW bis 30,5 m u. GOK	30,5 m	k.A.	82
	Mächtigkeit d. unges. Bodenzone	Abbau von Diesel	Säulenversuche (120 cm Länge) mit variierendem Wasserspiegel: - je tiefer der Wasserspiegel (bis 30 cm) desto höher der Sauerstoffverbrauch und die Abbaurate, danach Umkehr des Effektes	0, 15, 30, 45, 60 cm	k.A.	111
	Sickerwasserrate	Austrag von PAK	Säulenversuche mit Sickerwasser-/Feststoffverhältnis 100:1 15-60 mg PAK/kg Boden mit dem Eluat ausgewaschen	400 l/ m² a	15-60 mg PAK/ kg Boden	3a
			Rechenbeispiel anhand der Eluatwerte: Abbaudauer allein über Austrag mit dem SW, wuerde 1125 a betragen			3b
	Sickerwasserrate	Abbau bleifreiem Benzin	Modellierung des MKW-Abbaus mit Programm R-Unsat 1a) ohne Sickerwasser, kurzkettige KW (C_3-C_6) 78 % in Atmosphäre ausgegast, 22 % Bioabbau in 100 a komplett abgebaut 1b) ohne Sickerwasser, längerkettige KW (C_7-C_9) 74 % in Atmosphäre ausgegast, 26 % Bioabbau GW-Spiegel in 30 mTiefe in 30 a erreicht	1) 0 mm/a	4 % Residualsättigung	65
			2) mit Sickerwasserrate von 200 mm/a keine zusätzliche Verlagerung der Aliphaten in größere Tiefen geringe Verlagerung der alkylierten Monoaromaten signifikante Verlagerung von BTEX und Kraftstoffzusätzen	2) 200 mm/a	4 % Residualsättigung	
	Sickerwasserrate	Austrag von Kontamin.	Modellierung mit SAM (Soil Attenuation Model), berechneter SW - Austrag (mg Benzol /l) mit der Zeit ins GW: - Schluff-Sand-Lehm: 5a: $10^{0,5}$, 10a: 10^{-1} , 20a: $10^{-3,}$5, 25 a: $10^{-4,8}$ - Schluff-Ton-Lehm: 5a: k.A., 10a: $10^{0,5}$, 20a: $10^{-2,}$5, 25 a: $10^{-3,6}$	(Niederschlag 1.220 mm/a)	10 mg/kg Benzol	81
	Kapillarkraft	Migration von DOC	- abwechselnd gesättigtes und ungesättigtes Milieu zeigt doppelt so hohe Abbaurate wie bei statischem Kapillarsaum	k. A.	k. A.	25
	Kapillarkraft	Migration von Dieselöl	Säulenversuche (45 cm Boden), Dotierung mit "Penrico 2257 petroleum oil", Wasserdurchfluss: 1 cm/ h - Öl-Migration in sandigem Lehm 12-16 h, in Sand 16-20 h, danach durch Kapillarkraft (10^{-b}) im Boden immobilisiert	Kapillarkraft (10^{-b})	5-30 % petroleum oil	46
	Kapillarkraft/ GW-Spiegel	Ölverteilung im Boden	Simulation von Mehrphasenströmung zur Beurteilung der nat. Rückhalteprozesse in unges. Bodenzone: Öl-Verteilung ändert sich in Abhängigkeit von der Höhe des GW-Spiegels, (Änderung der Kapillardruck-Sättigungsbeziehung)	k. A.	k. A.	59

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			a) Nahe GOF: dünner Ölfilm an der Kornoberfläche und pendulare Verteilung in Kornzwickeln b) 40 cm oberhalb GOF: Restsättigung im Zentrum des Porenraums, von Wasser umgeben (insulare Verteilung)			Forts. 59
	Kapillarkraft (Matrixpotential)	Abbau von VOC	a) theoretischer Zusammenhang von Matrixpotential u. VOC-Abbau - zunehmendes Matrixpot. (0 bis -0,5 Mpa) führt zu höheren VOC-Abbauraten, ab -0,5 gegenläufiger Effekt wg. Bakt.-Schädigung b) Biofilm-Modell für 2 Mikroorganismen: - Toluol-Abbaurate in Abhängigkeit von Wasserpotential, Optimum bei -0,5 (Nitrifizierer) bzw. -0,7 Mpa (*Rhizobium meliloti*)	a) Matrixpotentail 0- (-1,5) MPa b) Wasserpotential 0- (-2,0) MPa	k.A.	77
Boden-parameter	Bodenart	Abbau von BTX	Säulenversuche mit reinem Sand: keine Sorption höhere Schluffanteile verlangsamen Verlagerung Humus (Oh-Horizont, Substrat) sorbiert große Anteile an BTX	10°C, 258 mm/a, 15 d k. A. k. A.	~10 mg/l k. A. k. A.	15
	Bodenart	Abbau von HC	NA der extrahierbaren Fraktion in stark tonigen Böden, Säulen- und Feldversuche :- nach 74 d komplett abgebaut	5 % S; 11,7 % U; 83,3 % 2,9 % C	5.000 mg/kg Diesel	27
	Bodenart	Sauerstoffverbrauch + Anzahl der Bakterien im Boden	O_2-Verbrauch + KW-abbauende Bakterien (MPN) nach 435 d - in Oberböden (höhere Humusanteile) stärkere mikrobielle Aktivität als in Sandboden a) Oberboden1: 0,18 g O_2/kg d, MPN $1,2x10^8$ b) Oberboden2: 0,09 g O_2/kg d, MPN $4,6x10^6$ c) Sand: 0,03 g O_2/kg d, MPN $2,3x10^5$ (Abbau von KW (Öle/Fette) bei a-c gleich: 10-11,5 g/kg)	 21,5 % TOC, 66 % Sand 14 % TOC, 63 % Sand 0,4 % TOC, 92 % Sand	5 % Rohöl i. Boden	34
	Bodenart	Migration von Dieselöl	Säulenversuche (45 cm Boden), Dotierung mit "Penrico 2257 petroleum oil", Wasserdurchfluss: 1 cm/ h - Öl-Migration in sandigem Lehm 12-16 h, in Sand 16-20 h, nach d. Zeit durch Kapillarkraft (10^{-5}) im Boden immobilisiert	a) 56 % S, 29 % U, 15 % T b) 93 % S, 3 % U, 4 % T	5-30 % petroleum oil	46
	Bodenart	Sortption von BTX	Laborversuche mit verschiedenen Böden, Dotierung mit BTX: Korngröße und spezifische Oberfläche haben gegenüber Humus-gehalt fast keinen Einfluß auf die Sorptionsrate.	S / S,t / S,u / S,h / U Humus	Dotierungsmenge: Toluol, Benzol 0,2-5 µl Xylol 0,002-5 µl	61
	Bodenart	Abbau von Heizöl, Dieselöl, Flugbenzin	Säulenversuche mit verschiedenen Bodenarten bei 27°C - Sand: größten Halbwertszeiten wegen geringer KAK, geringer mikrobieller Diversität - Heizöl: Halbwertszeiten > 18 Wochen für Sand, 12 Wochen für Lehm und 9 Wochen für Ton - Flugbenzin:unabhängig von Bodenart Halbwertszeiten > 12 Wochen	<u>Sand:</u> 90 % S, 4 % U, 6 % T <u>Lehm:</u> 36 % S, 40 % U, 24 % T <u>Ton:</u> 44 % S, 34 % U, 22 % T	50.000 -135.000 mg/kg	62

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			- Dieselöl Halbwertszeit Sand mit > 18 Wochen			Forts. 62
	Bodenart	Abbau von TPH	Laborexperimente mit verschiedenen Rohölen und Rohölprodukten Dotierung: 1) mit 5% Rohöl, 2) kontam,3) 7,1 % TPH - Variation der Bodenart hatte keine Auswirkungen auf biologischen Abbau	1) 64,5 % S/ 19,4 % U/ 16,1 % T 2) 97,6 % S/ 1,3 % U/ 1,1 % T 3) 78,7 % S/ 11,5 % U/ 9,8 % T	2,18 % TPH-GR 1,07 % TPH-GR 6,5 % TPH-GR	67
	Bodenart	Abbau von Toluol	Mikrokosmen mit verschiedenen Bodenarten, Toluol-Zugabe: - sandiger Lehm und Ton: 50 % des Toluols nach 48-64 h abgebaut - Sand: 50 % des Toluols nach 165 h abgebaut - kontaminierter Ton: Toluol nach 165 h nur zu 45 % abgebaut, (ältere aromatische KW hemmen den Abbau)	s. Kont.	5 mg/kg Toluol	101
	Bodenart/ künstl. Abdeckung	Abbau von TPH/BTEX	Bodenluft-Untersuchungen an ehem. Mineralölabfüllstation - Sand-Boden: biologischer Abbau (O_2-Abnahme, CO_2-Zunahme) - unter Abdeckung d.Gebäude: kein biol. Abbau	mS-gS	160.000 mg TPH/ l BL	89
	Korngrößen-verteilung	Abbau von HC	Säulenversuche, Dotierung mit "mineral oil No. 2 + No. 6", Vergleich biotisches/ abiotisches Milieu: - im feink. Boden reduziert mikrob. Abbau Verflüchtigung in Bodenluft (allerdings Schadstoffmigration wegen geringer KG eingeschränkt); Abbau v.a. in den obersten Schichten - im grobkörn. Boden kein Unterschied durch Milieu; Abbau in der gesamten Säule	feink. Boden: 9,6 % > 2 mm 67,4 % 0,2 -2 mm 22,3 % < 0,2 mm grobk. Boden: 43,5 % > 2 mm 47,9 % 0,2 -2 mm 8,0 % < 0,2 mm	0-300 mg HC/ l BL 0-300 mg/kg adsorb. Petroleum	28
	Schichtenaufbau	Lateralbewegungen des Sickerwassers	- geschichtete Abfolgen begünstigen laterale Sickerwasserbewegung - in einheitlichen Schichten Änderung der Sickerwasserkonz. in direktem Zusammenhang mit der Tiefe	- fein-grobk Sande mit Kieszwischenlagen - glaziale Sande	k. A.	31
	Schichtmächtigkeit	Abbau von Toluol	Diffusion von gasförmigem Toluol durch versch. Bodensäulen (Diff.-Koef.= 1580 cm²/d) - Toluol-Flux nimmt mit zunehmender Schichtmächtigkeit ab a) 20 cm : 3,5 mg/cm d, b) 40 cm: 0,1 mg/cm d	20, 40 cm	11-140 mg Toluol/ l BL	44
	Schichtmächtigkeit	VOC-konz.	Säulenversuche (Ø 8,1 cm x 120 cm Länge), einseitig VOC-Mischung ausgesetzt, Versuchsdauer 56 Tage: - n-Oktan + m-Xylol zeigen Konz. Abnahme mit Entfernung zur Quelle, max. Tiefe 50 cm, keine Konz.-Abnahme durch Versuchsdauer	0-120 cm	n-Pentan: 74,7 g/m³ n-Hexan: 48,1 g/m³ n-Oktan: 5,1 g/m³ n-Decan: 1,3 g/m³	112

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
		Kohlendioxid/ Sauerstoff	- CO_2-Anstieg an der exponierten Oberfläche von 0,3 auf 4,6 % in 21 Tagen, danach wieder Absinken auf 3 % in 44 Tagen - O_2-Zunahme mit Entfernung zur Quelle parallel CO_2-Abnahme - VOC-Flux am 21. Tag: 3,9 $g*m^{-2}*d^{-1}$	CO_2: 0,3-4,6 Vol.% O_2: 13-16,5 Vol.% Gas-Flux am 21. Tag CO_2: 3 $g*m^{-2}*d^{-1}$ O_2: 12,4 $g*m^{-2}*d^{-2}$	Toluol: 3,7 g/m³	Forts. 112
	Porosität/ Porendurchmesser	Absorpt. von n-Alkanen	Absorption abhängig von Porösität und Porendurchmesser: - geringe Absorption bei < 0,5 µm festgestellt - Poren 0,5-1,5 µm mit Kapillarwasser gefüllt, d.h. keine Migration Schadstoff-Migration v. a. an Brüchen (Klüften)	a) 35-45 %, 0,75-1 µm b) 20-30%, 0,4-0,8 µm	< 27 mg/l THC 3,1 mg/l THC	23
	Mikroporösität	Sorption	- Sandboden (ohne tonig-schluffige/org. Bestandt.) zeigt trotzdem starke Sorption aufgrund der Mikroporösität (große Oberfläche) - inneres Porenvolumen 0,2 %: spez. Oberfläche 563 m²/kg, Partikelgröße 490 µm	Porenvolumen 0,2 % 563 m²/kg	1000 mg/l KW	45
	Porosität/ Lagerungsdichte	Sauerstoffversorgung	bilanzierende Laborversuche: Verdichtung des Bodens führt zu einer Verkleinerung der Poren und damit zur Verrringerung des Diffusionskoeffizienten, d.h. eingeschränkte O_2-Versorgung i. Boden	k. A.	k. A.	50
	Sorption	Bioverfügbarkeit	- lediglich partieller Abbau gut "verwertbarer" Subst. lässt auf Sorption am Boden u. damit schlechter Bioverfügbarkeit schließen - Vergleich des Abbaus im Schüttelkolben ohne Boden (88 %) und mit Boden (44 %) stützt diese These	k. A.	3000 mg/kg Dieselöl mit 1000 mg/l KW	45
	Durchlässigkeits-beiwert (hydraul. Leitfähigkeit)	Abbau von PHC	NA der extrahierbaren Fraktion in stark tonigen Böden: Säulen- und Feldversuche : nach 74 d komplett abgebaut, niedrige hydraulische Leitfähigkeit + hohe Adsorption verlangsamen Abbau, alllerdings dann GW weniger gefährdet	5 % S; 11,7 % U; 83,3 % T 2,9 % C	5.000 mg/kg Diesel	27
	Humusgehalt	Abbau von BTX	- Laborvers.: bei 10 °C, Dotierung mit BTX: org. Subs. des Humus sorbiert 50 % (Benzol) bis 500 % (Xylol) mehr als mineral. Böden - Säulenversuche mit humushaltigem Sand: Verlagerung der Kontaminationsfront um 1,5 cm /d	k. A. T= 10°C Durchflußr. =258 mm/a	k. A. ~35 ml/m²*d	15
	Humusgehalt	Sortption von BTX	Laborversuche mit verschiedenen Böden, Dotierung mit BTX: - Toluol wird 1,5-fach und Xylol 2,8-fach häufiger an die Böden gebunden als Benzol. Ursache dafür ist die Abnahme der Wasser-löslichkeit und des Dampfdrucks von Benzen über Toluen bis Xylen - positive Abhängigkeit der Sorptionsintensität v. Geh. d. Huminstoffe	0,16-35,8 % Humus	Dotierungsmenge: Toluol, Benzol 0,2-5 µl Xylol 0,002-5 µl	61

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Humusgehalt	Sauerstoffverbrauch + Anzahl der Bakterien im Boden	O_2-Verbrauch + KW-abbauende Bakterien (MPN) nach 435 d - in Oberböden (höhere Humusanteile) stärkere mikrobielle Aktivität als in Sandboden a) Oberboden1: 0,18 g O_2/kg d, MPN $1,2x10^8$ b) Oberboden2: 0,09 g O_2/kg d, MPN $4,6x10^6$ c) Sand: 0,03 g O_2/kg d, MPN $2,3x10^5$ (Abbau von KW (Öle/Fette) bei a-c gleich: 10-11,5 g/kg)	 21,5 % TOC, 66 % Sand 14 % TOC, 63 % Sand 0,4 % TOC, 92 % Sand	5 % Rohöl i. Boden	34
	Tonmineralgehalt	Abbau von Dieselöl	Selbstreinigungspotential eines stark tonigen Bodens (83 % Ton, dominierendes Tonmineral Montmorillonit): vollständiger Abbau von 5.000 mg/kg Dieselöl in 74 Tagen	83 % Ton	5.000mg/kg	27
	Kationenaus-tauschkapazität	Abbau von Heizöl, Dieselöl, Flugbenzin	Säulenversuche mit verschiedenen Bodenarten bei 27°C - Sandboden mit geringer KAK zeigt langsameren Abbau als Lehm und Ton mit höheren KAK's	k. A.	50.000 -135.000 mg/kg	62
	Wassergehalt	Transport im Boden	Feldversuche unter natürl. und stat. ("greenhouse") Bedingungen : - Bodenfeuchte beeinflusst alle (Transport-)prozesse (Diffusion, Advektion, biol. Abbau)	unter greenh. 8-13 % O_2 (0-0,9 m: 6-9 % CO_2 > 0,9 m 10-13 % CO_2)	<u>Benzol:</u> 0,09- ca. 2000 mg/kg 5-23 mg /l Bodenluft <u>Toluol:</u> 0,1- ca. 1200 mg/kg	29
	Wassergehalt	CO_2-Gehalt	Säulenversuche u. anaeroben Bed., Dot. mit Toluol + n-dodecan: - Böden mit hoher Feuchte zeigen eine starke Sorption von CO_2 - Respirationsraten sind damit nicht repräsentativ für Abbau	0,16-0,18 g/ g TS	2.000 mg Toluol/ l BL	33
	Wassergehalt	Bodenatmung	Säulenversuche: Wassergehalt bei optimaler aerobe Atmung (= maximaler O_2-Verbrauch) in versch. Böden - Bodenatmung steigt mit zunehmendem Wassergehalt wg. größerer Verfügbarkeit von Nährstoffen, C_{org} u. weiteren oxidierbaren Komp., fällt allerdings bei zu hohen Wassergehalten durch Ausfüllen des Porenraumes wieder ab (Optimum 42 - 60 %)	0-218 % bzg. auf TS	k. A.	35
		Reaeration-Flux	Reaeration-Flux = diffusiver O_2-Strom von unges. in ges. Zone - Wassergehalt hat größten Einfluss auf sinkende "Reaeration-Rates" - 11-12.000 mg/m² d für die meisten ungesättigten Böden - Reaeration-Flux bei Wassergehalt > 75 % kleiner (z.B. 2000 mg/m² d) als bei < 40 % (z.b. 11.-12.000 mg/m² d)	1.170 - 12.440 [mg/m² d]	k. A.	35
	Wassergehalt	Gasdiffusion	Geschlossener Versuchs-Kolben: O2-Red./ CO2-Produktion in 6 d > 0,10 m³ Wasser /m³ Boden kaum Einfluss feststellbar	> 0,10 m³ /m³	100- 13.000 mg/kg HC	42

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Wassergehalt	diffusiven Sauerstoff-Transport	bilanzierende Laboruntersuchungen: - bei Wassergehalten oberhalb der Plastizitätsgrenze (w_p > 100 %) werden Bodenporen verschlosssen und Sauerstoffeintrag auf ein Minimum reduziert - ideale mikrobielle Aktivität bei 50 % der maximalen Wasserhalte-kapazität (Wk_{max})zu beobachten	Wk_{max} = 52-63 %	k. A.	50
	Wassergehalt	Abbau von Alkanen, Aromaten	Bioreaktoren mit humosen und lehmigen Sand: idealer mikrobiellen Abbau zwischen 50 und 60 %mWHK (maximale Wasserhaltkapazität)	20-80 %mWHK	k. A.	64
	Wassergehalt	Abbau von BTEX	Laborversuche: Bestimmmung des Bioverfügbarkeitsfaktors Bf (Bf = Abbaurate im Boden/ Abbaurate in Flüssigkeit) in sandigem Lehm, Dotierung mit 100 mg/l BTEX: - Bf steigt mit Zunahme des Wassergehaltes bis Sättigungspunkt	6,2-100 % der TS	100 mg/l BTEX	90
	Wassergehalt	Abbau von Toluol	Mikrokosmen mit sandigem Lehm bei versch, Wassergehalten - schnellster Abbau bei 50% WHK_{max} - luftgetrocknete Proben zeigten keinen Abbau von Toluol und eine sinkende Zahl von Mikroorganismen	s. Kont.	5 mg/kg Toluol	101
	Wassergehalt	Bodenatmung	Feldversuche in MKW-kont. Wüstenboden: - Bodenatmung korreliert mit Wassergehalt	91-97 % TS	HC: 12.000 mg/kg	113
	Wassergehalt	Abaurate von MKW	Laborversuche mit Standortboden einer ehem. Erdölförderstätte - durch Zugabe von 5 % Wasser Verdopplung der Abbaurate	Wassergehalt + 5 %	KW: 250.000 mg/kg	114
	Wassergehalt	Abbaurate von BTEX, n-Alkanen, iso-Alkanen	Bodensäulen mit untersch. Wassergehalten - zunehmende Abbauraten mit zunehmendem Wassergeh. von 5-20 % - zunehmende Abbauraten mit zunehmendem Wassergeh. von 20-30%	5-30 % Wassergehalt	Synth. Kraftstoffmischung 10.000 - 190.000 mg/kg	118
	Poren-Wassergeh.	Abbau von BTEX	Zusammenstellung versch. Parameter mit Einfluss auf Biodegradation - Porenwassergeh. je n. Bodenart sehr unterschiedlich, unabhängig von Bodenart aber den größten Einfluss - steigende Porenwasserkonz. führt zu steigenden Abbauraten - > 0,2 mg/l Porenwasserkonz. Abbau von BTEX	versch. Versuche: n.d.-110 mg/l	versch. Versuche: n.d.- 5900 mg HC/ l BL	88
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	Mineralisationrate HC	Laborexperimente: 30-50 cm³ kontamin. Boden, greenhouse Lysimeter: 0,81 m³ kontamin. Boden, 198-268 d Modellierung der optimalen Temperatur = 46,2 °C	2-45 °C	0,1- 13 g/kg HC	42

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Temperatur	Abbau von Heizöl, Dieselöl, Flugbenzin	Säulenversuche unter Variation von Bodenart, Kontam., Nährstoffe - biologischer Abbau ideal bei 27 °C gegenüber 17°C u. 37 °C	17°C, 27°C, 37°C	50.000 -135.000 mg/kg	62
	Bodentemperatur	mikrobielle Aktivität	Gegenüberstellung von Abbauraten und Temperatur (Feldversuche)			32
			1a) 'in situ respiration test': Abbaurate 10,5 mg/kg d	4-5 °C	22.000 mg/ kg TPH	
			1b) 'bioventing off gas': Abbaurate 4,1 mg/ kg d			
			2) 'in situ respiration test': Abbaurate 0,5 +/- 0,3 mg/kg d	1°C	1.000 mg/ kg TPH	
			3) 'in situ respiration test':			
			3a) Abbauraten 5,5 +/- 0,56 mg/ kg d	16 °C	k.A.	
			3b) Abbauraten 3,3 +/- 2,1 mg/ kg d	8,0 °C	k.A.	
			3c) Abbauraten 20 +/- 10 mg/ kg d	8,5 °C	k.A.	
			3d) Abbauraten 27 +/- 18 mg/ kg d	12 °C	k.A.	Forts. 32
			3e) Abbauraten 19 +/- 10 mg/ kg d	7,0 °C	k.A.	
			3f) Abbauraten HINCHEE & ONG (1992): 2,4-8 mg/kg d	17-25 °C	k.A.	
* * *	Temperatur	Abbau von BTEX	Feldversuch: Zugabe v. NO_3, PO_4, O_2 + Temperatur-Erhöhung führte in 5 a zu einem Abbau von 80%	+ 10°C	400 t KW's	11
* * *	Temperatur	Abbau von Toluol	Feldversuch (Fluss): höhere Temp. führt zu verstärktem Abbau (Biodegradation : Verflüchtigung : Lösung; 41-66 : 26-34 :8-25 %) Verflüchtigungsrate 0,62 h^{-1} (Sommer), 0,20 h^{-1} (Winter) biol. Abbaurate 1,73 h^{-1}(Sommer), 0,20 $^{n-1}$(Winter)	1-23 °C	0,059-0,381 mg/l Toluol 0-0,006 mg/l Toluol	19
* * *	Temperatur	Abbau von Toluol	Laborversuch, Toluol-Dotierung : Abbaurate bei Winter-Konditionen erreichte nur 11-14 % des Abbaus im Sommer, 70% biol. Abbau	5 °C (Winter) 22 °C (Sommer)	< 0,350 mg Toluol /l H_2O	20
	Temperatur	Abbau von Kontam.	Übersicht verschiedener Quellen: bei Bodentemperaturen < 4 °C kein Abbau, > 4°C i.A. günstiges Milieu	> 4°C	k.A.	102
	Temperatur	Abbaurate von BTEX, n-Alkanen, iso-Alkanen	Bodensäulen bei Zimmertemperatur und kleiner 0°C - Volatilisierungsrate unter dem Gefrierpunkt deutlich kleiner - unklar, ob ein Effekt des geringeren Luftdrucks oder durch veränderte Diffussion aufgrund des gefrorenen Bodens	< 0°C bis 23°C	Synth. Kraftstoffmischung 10.000 - 190.000 mg/kg	118
	Temperatur	Kohlendioxidgehalt	Feldmessungen der Bodenluft in 5,7 m mächtiger unges. Bodenzone: - CO_2-Konz. im Sommer (0,85-1,22 Vol.%) deutlich höher als im Winter (0,04-0,24 Vol.%) - CO_2-Konz. nimmt im Sommer mit zunehmender Bodentiefe ab - CO_2-Konz. nimmt im Winter mit zunehmender Bodentiefe zu - Respirationsraten im Sommer im A-Horizont: 5 µg C* ς^{-1} *d^{-1} - Respirationsraten im Sommer im C-Horizont: < 10^{-4} µg C* g^{-1} *d^{-2}	k.A.	k.A.	124

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Luftdruck	Gasaustausch im Boden	Computer-Simulation d. Gasmigration im Boden bei versch.Luftdruck - die Konz. an VOC sinkt mit zunehmendem Luftdruck -normaler Luftdruck: Luft dringt mehrere Meter in den Boden Sturmereigniss: Luft dringt mehrere zehnermeter in den Boden	1013 mbar	k. A.	26
	Luftdruck	O_2-Gehalt im Boden	ungesätigte Bodenzone 2-3 m mächtig, Messung im Oktober: Luftdruck korreliert mit O_2-Gehalten im Boden (1,5-4,5 %)	29,4-30,6 Hg-Einheiten	k. A.	75
	Luftdruck	Schadstoffe in der BL	Übersichtsartikel: bei hohen Schadstoffkonz. in der BL wirken sich Luftdruckschwankungen kaum auf Messung aus, bei geringen Konz. ist Datenabgleich mit Luftdruckmessungen der letzten 48 h nötig	k. A.	k. A.	104
	Niederschlag	"leaching"	NA der extrahierbaren Fraktion in stark tonigen Böden, Diesel aus den obersten 40 cm des Bodens ausgewaschen	440 mm/ 74 d	5.000 mg/kg Diesel	27
	Niederschlag/ Evapotranspiration	Schadstoffverlagerung, Abbau von Benzol	Laborversuche: wiederholte Dotierung von Lehmboden mit Benzol, hypothetische Niederschlagsmenge (Klima) für Süd-Californien - über das Jahr verteilt nehmen Konvektions- , Dispersions- und Diffusionstransport unterschiedliche Anteile im auf- u. abwärts gerichteten Transport der Schadstoffe ein - bei oberflächlichen Kontamintionen verursacht Regen erstmal wg. Verdrängung d. Bodenluft verstärkte Verflüchtigung in die Gasph. - Volatilization-Flux: ~6,1 % im Jahresmittel a) Regenperiode: Konz. von Benzol steigt mit Profiltiefe an, großer Dispersions-Flux, abwärtsgerichteter Wassertransport, Abbau nach 8000 h: 90 % b) Trockenperiode: Diffusion über Bodenluft vorherrschend; Abbau nach 8000 h: 95 %	375 mm/ a Regenperiode Jan.-Jul. N: 0-9,37 cm/ Monat Temp.: 19,2-28,8°C Trockenperiode Jul.-Dez. N: 0-5,0 cm / Monat Temp.: 28,9- 20,1 °C	3-84 % Benzol in 0- 0,5 m Profiltiefe	43
	Niederschlag	Sickerwasserrate	Zusammenstellung der SW-Rate in Bezug auf Niederschlagsmenge v. 100 grasbedeckt. Sandböden: 80 % des Niederschlages zu SW	1230 mm/a	k.A.	81
	Niederschlag	Sickerwasserrate	Lysimeterstudie, durchschnittlicher Niederschlag von 834 mm/a: SW-Rate 48 % u.Grasbewuchs, 25 % u. Eichen, 16 % u. Kiefern	834 mm/a	k.A.	84
	Niederschlag	Schadstoffe in der BL	Übersichtsartikel: in Boden eindringendes Regenwasser verändert Porenraumfüllung und Lösungsgleichgewicht der Schadstoffe	k. A.	k. A.	104
	Niederschlag	Schadstoffe in der BL, BL-Zusammensetzung	BL-Messungen über MKW-kont. Grundwasser: - in Trockenzeiten und Regenzeiten versch. BL-Profile - mit zunehmendem Wassergehalt wird Porenraum reduziert→ TPH von 2 bis 0,5 m u.GOK deutlich höher als in der Trockenzeit,	Regenzeit 609 mm Trockenzeit 162 mm O_2: 20-1,2 Vol.% CO_2: 0-13,8 Vol.%	TPH: 14 mg/l BL	109

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			O_2 kann nur bis in 0,3 m u.GOK eindringen - höchste Abbauraten bis 0,25 m u. GOK			Forts. 109
	Leitfähigkeit	Abbau von TPH	GW-Monitoring + Bioventing: Heizöl-Kontamination in unges. Bdz. Anstieg der LF von ~0,5 mS auf ~1,5 mS in 3 Wochen TPH-Abbau von 48 auf 18 mg/l	0,5-1,5 mS	48 mg/l TPH	85
	pH-Wert	Abbau von TPH, BTEX	Proben aus Saug-Lysimetern in Schwemmsand/-kies, der bis 6,1 m u. GOK ausgekoffert, behandelt u. wieder eingebaut wurde (hier: ungestörte Boden-Zone II): - steigende SO_4-Gehalte und sinkender HCO_3-Konz. als Anzeiger d. biol. Aktivität - BTEX im SW: 5110-8690 µg /l (TPH im SW 6-23 mg/l, nach 2 Monaten in 7,6 m Tiefe halbiert, in 13,7 m kaum Abbau, Grund wahrscheinlich fehlende Infiltration - pH-Puffer durch Oxid. von HS^- zu SO_4^{2-} wichtig um ein Ausfallen von Karbonat u. damit Veränderungen d. Permeab. zu verhindern	pH 7,6 (7,6 m) pH 8,2 (13,7 m)	TPH: 2.000-10.000 mg/kg BTEX: 142 mg/kg	17
	pH-Wert	Abbau von Kontam.	Übersicht verschiedener Quellen: pH-Wert des Bodens sollte >4, besser aber > 5,5 liegen	pH > 4-5,5	k.A.	102
	Sauerstoff	Abbau von THC, BTEX	Treibstofftanks und Boden entfernt, Schadstofffahne im GW - aerobe Abbauraten sinken mit Entfernung zum GW-Spiegel - 68 % THC, 56 % Toluol werden in Kapillarzone abgebaut Toluol: 0,2-1,5 g/ m³ d Xylol: 0,09-0,24 g/ m³ d Ethylbenzol: 0,02-0,08 g/ m³ d Benzol: 0,02-0,08 g/ m³ d BTEX:0,2-3,1 g/ m³ d THC: 0,2-4,0 g/ m³ d	Bodenluft O_2: 277-21 mg/l CO_2: 0,5-304 mg/l	Bodenluft Benzol: 0-9,9 mg/l Toluol: 0-5,4 mg/l Ethylbenzol: 0-0,6 mg/l Xylol: 0-3,1 mg/l BTEX: 0-9,9 mg/l THC: 0-18,1 mg/l	5
* * *	Sauerstoff	Abbau von BTEX	Verflüchtigung in ungesättigte Zone Toluol: 0,2-0,8 g/ m² d Xylol: 0,1-0,7 g/ m² d Ethylbenzol: 0,02-0,1 g/ m² d Benzol: 0,01-0,04 g/ m² d BTEX: 0,3-1,7 g/ m² d THC: 0,6-2,4 g/ m² d	GW O_2: 0 mg/l CO_2: 259-205 mg/l	GW Benzol: 1,4-169 mg/l Toluol: 25,6-26,2 mg/l Ethylbenzol: 3,6-5,7 mg/l Xylol: 22,2-25,21 mg/l BTEX: 52,8-73,19 mg/l THC: 67,1 mg/l	5

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche		Lit.-Quelle
				Parameter	Kontaminante(n)	
	Sauerstoff	Abbau von BTEX, TPH	In-situ-Versuche: Abbau v.a. in 0-0,8 m u. GOK berechnete Abbauraten: 110-170 mg Hexan /d	21 % (Oberfläche) - 1 % (-0,5 - 0,75 m)	TPH: max. ~14 mg/l BL Benzol: max. ~24 mg/kg Xylol: max. ~95 mg/kg	6
	Sauerstoff	Abbau von BTEX	"soil-venting" durch Sauerstoffzugabe (Messzeitraum 1,5 a) Abbau Benzol von 60 zu 0,005 mg/m³ , BTEX von 37 zu 0,01 mg/m³, Anstieg von BTEX im Bodenwasser (max. 534 µg/l)	19,6 > 15,1% O_2	Benzol: 60 mg/m³ = 0,06 mg/l BL BTEX: 37 mg/m³ = 0,04 mg/l	7
* * *	Sauerstoff	Abbau von KW's	berechnete 'biodegradation capacity' für 7 Standorte: 0,3-2,9 mg O_2/l GW	0,8- 11 mg O_2 /l GW	k. A.	8
* * *	Sauerstoff	Abbau von Benzol	Laborexperimente (Mikrokosmos): Abbau erst bei O_2-Zugabe	k. A.	k. A.	9
* * *	Sauerstoff	Abbau von BTEX	Feldversuch: Zugabe v. NO_3, PO_4, O_2 + Temperatur-Erhöhung führte in 5 a zu einem Abbau von 80%	150 t	400 t KW's	11
* * *	Sauerstoff	Abbau von TPH	Feldversuche n. aktiver San., O2-Angebot nicht limitierender Faktor a) Geologie: kiesiger Sandstein + Tonschiefer; Abbau von 900 auf 50 µg/l TPH (in 5a) b) Geologie: Sand + eiszeitlichen Sand/Schluff; Abbau von 500 auf 0 µg/l Toluol (in 3a)	> 2 mg O_2/l im GW u./ o. > 5% O_2 im Boden	 a) 0,9 mg/l Toluol b) 0,5 mg/l Toluol	16
	Sauerstoff	Mikrobielle Aktivität	Säulenversuche mit versch. Nährlösungen (363 bzw. 332 d): Verbrauch von ~5% Sauerstoff in 10 Tagen DO -Verbrauch (disolved oxygen) bis zu 8 mg/l*d Abbau von 31-81 % TPH Säule "natural attenuation", 363 d: Abbau von 16% TPH	21-16% O_2 9 mg/l DO	TPH = 6.200 mg/kg	18
	Sauerstoff	Abbau von Diesel	Abbau versch. Kontamintanten in Säulenversuchen: a) Vakuumextraktion +Feuchtigkeit +Nährstoffe, TPH: 95-98 %, TFH: 99%, BTEX: 99-100% b) Vakuumextraktion, TPH: 72-83 %, BTEX: 98-99 % c) Kontrollsäule, TPH: 29-44 %, BTEX: 0 %	k. A.	TPH = 360-3.185 mg/kg TFH = 21.000 mg/kg BTEX = <0,03-6.800 mg/kg	21
	Sauerstoff	Abbau von BTEX am Beispiel Toluol	Labor- und Feldexperimente a)-d) b) Säulenversuche (versch. Tiefenintervalle), Zugabe von Nährlsg. -Sauerstoffgehalt sinkt mit Zugabe von Toluol - A-, B-, C-Hor. gemischt: O_2 tiefer als 40 cm vollständig verbraucht	 ~8-20 % O_2 ~0-22 % O_2	<u>Dotierung (Oberfläche):</u> 3-56 mg/l < 5 mg/l ~2-5,5 mg/l	22
	Sauerstoff	Abbau von Toluol	Säulenversuche mit kontamin. Sand: Abbaurate max. 3,2 kg/m³ a	21 % O_2, 79 % N_2	120 mg/l BL	24

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Sauerstoff	Abbau von BTEX	Feldversuche unter natürl. und stat. ("greenhouse") Bedingungen : - unter "greenhouse" BTEX-Flux-Raten sehr gering - O_2 entscheidend für Abbau, O_2 wird beeinflusst durch Permeabilität u. Temperatur	unter greenhouse 8-13 % O_2 (0-0,9 m: 6-9 % CO_2 > 0,9 m 10-13 % CO_2)	<u>Benzol:</u> 0,09- ca. 2000 mg/kg 5-23 mg/l BL <u>Toluol:</u> 0,1- ca. 1200 mg/kg	29
	Sauerstoff	Abbau von BTEX, TPH	Feldversuche unter natürl. und stat. ("greenhouse") Bedingungen, Modellierung unter Berücksichtigung der Bodeneigenschaften - O_2-Verfügbarkeit beeinflusst Abbauraten - Abbaurate TPH: 6 mg/l h (0,6-0,9 m Profiltiefe) - Abbauraten 1. Ordnung: Benzol 0,5 - 2,0 $h^{-1;}$ Toluol 0,3-1,5 h^{-1}; m and p-Xylen 0,2-0,8 h^{-1} - Abbaurate BTEX: 6 mg/l h	Sommer: 2-20 % O_2 Winter 1-10 % O_2	<u>Laborversuche:</u> 2,7 mg/l GW 0,48 mg / l BL <u>Feldversuche:</u> ~< 50 mg/l Benzol i. BL	30
	Sauerstoff / Kohlendioxid		Gegenüberstellung von Abbauraten und O_2-Verbrauch (Feldvers.) 1a) 'in situ respiration test': Abbaurate 10,5 mg/kg d 1b) 'bioventing off gas': O_2 < 20,9 %, CO_2 > 0,05 % (Geh. in Atm.) d.h. Verbrauch für Bodenatmung, Abbaurate 4,1 mg/kg d 2) 'in situ respiration test': Abbaurate 0,5 +/- 0,3 mg/kg d 3) 'in situ respiration test': 3a) Abbauraten 5,5 +/- 0,56 mg/ kg d 3b) Abbauraten 3,3 +/- 2,1 mg/ kg d 3c) Abbauraten 20 +/- 10 mg/ kg d 3d) Abbauraten 27 +/- 18 mg/ kg d 3e) Abbauraten 19 +/- 10 mg/ kg d 3f) Abbauraten HINCHEE & ONG (1992): 2,4-8 mg/kg d	O_2-Verbrauch pro Tag 13,20% 7,70% 0,7 +/- 0,4 % 6,9 +/- 0,7 % 4,2 +/- 2,6 % 25 +/- 13 % 34 +/- 23 % 24 +/- 13 % 3-10 %	 22.000 mg/ kg TPH 1.000 mg/ kg TPH k.A. k.A. k.A. k.A. k.A. k.A.	32
	Sauerstoff	mikrobiellen Abbau	Sauerstoffverbrauch (d.h. mikrobieller Abbau) in reiner O2-Atmosphäre doppelt so hoch wie bei normaler Atmosphäre	100 % O_2 21 % O_2	5 % Rohöl i. Boden	34
	Sauerstoff	Abbau TPH, KW (Öle & Fette)	hoher Sauerstoffverbrauch korreliert mit TPH-Abbau (Bsp. O&G: 65 g/kg O_2 bei Abbau v. 11 g/kg HC, 5 g/kg TPH)	k. A.	5 % Rohöl i. Boden	34
	Sauerstoff	Abbau von HC	Tests im Bioreaktor bei 30°C, 48 d + 7 d, leicht lehmiger Sand - 5-80 % O_2: 85 % HC abgebaut, 55 % mineralisiert - je geringer der Sauerstoffstrom desto geringer die Mineralisierung - erst < 2% O_2: Sauerstofflimitierung - unter anaeroben Bedingungen: Abbau von 21 %, 2% mineralisiert	0-80 %	10 g/kg Boden	36
	Sauerstoff	Abbau von Dieselöl	Wechselnd aerob/ anaerobe Bedingungen in Sandboden Labor- und Pilot-Maßstab: - nach 200 h unabhängig vom Milieu Schadstoffabbau erreicht, der dann kaum mehr fortschritt	aerob: > 95 % O_2	3000 mg/kg Dieselöl mit C: 0,875 g/g = 875*10³ mg/kg	45

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			- rein aerobe Bed.: 44 % abgebaut - aerob/ anaerob Wechsel: 46 % abgebaut, CO_2-Bildung höher, höherer Mineralisierungsgrad - bei O_2-Limitierung von 2 h steigert sich nach Wiederherstellung aerober Bedingungen der O_2-Verbrauch um 50 %			Forts. 45
	Sauerstoff/ Kohlendioxid	Abbau von KW's	Treibstoff-Fahne (20 m) im GW, pass. Bioremediation u. bioventing, Modellierung d. KW-Abbaus in der unges. Zone mit Hilfe der O_2/CO_2-Gehalte in Bodenluftpegeln: keine KW in Bodenluft nachgewiesen, aber reduzierte O_2- und erhöhte CO_2-Gehalte, d.h. biol. Abbau ist ausreichend, um KW-Verflüchtigung aus der Kapillarzone zu verhindern - Abbaurate "pass. Biorem.": 34.400 g HC /a - Abbaurate "bioventing": 46-47,9 g/ m² a	20-5 % O_2 > 1% - 10 % CO_2	> 2 mg/l BTEX im GW	47
	Sauerstoff	Abbau von MKW	bilanzierende Laboruntersuchungen: bei O_2-Gehalten < 1 Vol.-% ist die Mineralisierung von MKW deutlich verlangsamt	k. A.	k. A.	50
* * *	Sauerstoff	Abbau von BTEX	Abbau von 0,3 mg/l BTEX pro 1,0 mg/l O2	1,0 mg/l O_2	0,3 mg/l BTEX	51
	Sauerstoff	Abbau von Flugbenzin	Felduntersuchungen (Respirationstests) auf Flughafengelände (1988 3 Messstationen, 1989 4 Messstationen) - O_2-Diffusion und Biodegradation sind stöchiometrisch gekoppelt - max. Abbaurate: 8,6x1C^{-9} kg HC/s m³ Bodenluft	1. Jahr 0,3-8,1 % 2. Jahr 0,3-12,3 %	1. 0,016-0,92 mg/l HC 2. 0,014-1,0 mg/l HC	55
	Sauerstoff/ Kohlendioxid	Abbau von Toluol und p-Xylol	Offener Mikrokosmos, Dotierung v. Sand mit Toluol u. Xylol über 1 a: - über Respirationstests errechn. Abbauraten wichen +/- 50 % ab - HC-Abbauraten gemessen: 407-966 g/m³ a - HC-Abbauraten berechnet: 264-1445 g/m³ a	unges. Zone: 3471-4488 g/m³ a O_2 4437-5080 g/m³ a CO_2 ges. Zone + GW-Spiegel: 1531- 9607 g/m³ a O_2 1784- 8214 g/m³ a CO_2	1 a Dotierung, zur Konz. k. A.	57
		Abbau von HC, BTEX	Offener Mikrokosmos m. kont. Böden e. Schadensquelle + Kontrollb.: - Respiration in Kontrollboden wg. natürlicher C-Quellen - ungesättigte Zone/ Abbaurate HC: 225 (O_2)- 146 (CO_2) g/m³ a - Kapillar-Zone/ Abbaurate HC: 461 (O_2)- 1040 (CO_2) g/m³ a - ges. Zone/ Abbaurate HC: 1568 (CO_2) g/m³ a - Abbauraten + CO_2-Gehalt tiefenabhängig wg. O_2-Verfügbarkeit, Wassergehalt etc., deshalb zur Berechnung v. Abbauraten Integration über Tiefe vorgenommen (1522 g/ m² a HC)		unges. Zone 0,32 mg/l BTEX i. BL 0,6 mg/l HC i. BL Kapilar-Zone 3,8 mg/l BTEX i. BL 22,4 mg/l HC i. BL ges. Zone 15,7 mg/l BTEX i. BL 99,8 mg/l HC i. BL	

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Sauerstoff	Abbau von TPH	Laborsimulation (Bioventing) in der unges. Bodenzone - Abbau von TPH von 61.500 auf 2.110 mg/ kg in 80 d - dabei O_2-Verbrauch in ersten 7 d = 70% - Abbauraten: 80,4 mg/kg d (0-36 d), 60 mg/kg d (37-60 d), 52 mg/kg d (61-80 d)	k. A.	61.500 mg/kg	58
	Sauerstoff	Abbau von Diesel	Sandboden mit Kontamin. 1,5-2 m ü. GW-Spiegel (2-3 m u. GOK), monatliche Messung der Bodenluft + kont. Messung über 42 d: - O_2-Gehalt beeinflusst d. molekulare Diffusion + Luftdruck - natürl. O_2-Gehalt für Abbau ausreichend, Abbau bis 1 % O_2, keine Limitierung bis 2-4 %	0-21,5 %	k.A.	75
	Sauerstoff/ Kohlendioxid	Abbau von Flugbenzin	permanenter BL-Pegel in ungesättigtem Sandboden (10 m mächtig): -O_2-Abnahme mit der Tiefe (von 20,9 % auf 5,8 % am Kapillarsaum) CO_2-Zunahme mit der Tiefe (von 0,03 % auf 10 % am Kapillarsaum) - HC-Abbaurate über CO_2 = 3,6x 10-9 kg/m²s - HC-Abbaurate über O_2 = 3,7x 10-9 kg/m²s	O_2: 20,9-5,8 % CO_2: 0,03-10 %	6.000 mg/kg THC	76
	Sauerstoff/ Kohlendioxid	Abbau von HC	In situ Respirations-Tests, Luft-Injektion für 24 h m. 1,7-2,8 m³/h, danach Messung im Stunden-Intervall, 6 Standorte: - durchschn. O_2-Verbrauch 0,02-0,99 %/h daraus errrechnete Abbaurate 0,4-0,99 mg/kg d - durchschn. CO_2-Prod. 0,001-0,18 %/h daraus errrechnete Abbaurate 0,04-6,9 mg/kg d O_2-Abbaurate insbes. für alkalische Böden repräsentativer	< 1-2,9 % O_2 im Boden 8,7-26,4 % CO_2 im B.	1.700-72.000 mg/l Hexan i. d. BL	83
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/	Abbau von TPH/ BTEX	Bodenluft-Untersuchungen an ehem. Mineralölabfüllstation 1) Freifläche: O_2-Abnahme, CO_2-Zunahme, TPH-Zunahme mit Tiefe 2) unter Abdeckung d.Gebäude: BL-Gehalte konstant mit der Tiefe	1) 1,2 m/3,7 m O_2 16/ < 1 % CO_2 4/ 14 % 2) 1,2 m-3,7 m O_2 <0,5 % CO_2 14 %	B: < 0,1-0,35 mg/kg TPH <0,001-0,005 mg/kg BTEX GW: 27-58 mg/l TPH 0,4-9,6 mg/kg BTEX BL: 160.000 mg/l TPH	89
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/	Abbau von PHC/ BTEX	UST-Standort (9m Geschiebemergel, 9m brüchiger Dolomit, Sandst.) - BL-Untersuchungen: O_2/CO_2 negativ korreliert, gegenüber Kontrollfeld O_2 abgereichert, CO_2 angereichert - Treibstoff-Migration bis in Sandstein	kontaminiert: 13,4-17 % O_2 unkontaminiert: 18,2-19,7 % O_2	$9,6 \times 10^{-5}$ -4 x 10^{-3} kg/m³ Benzin	86
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/ N_2O	Abbau von HC	Respirationstests in schluffigem Sand; 1) Reaktortests (11 Tage), 2) Mietenverfahren (35 Tage): - limitierter Abbau bei O_2-Konz. < 5 % - N_2O bei alkalischen Böden signifikanter als CO_2-Messung	1) 12-0 % O_2, 6-13 % CO_2, 0-0,6 % N_2O 2) 8-1 % O_2, 3-14 % CO_2, 0-0,2 % N_2O	3.000 mg/kg HC	93

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/ Methan	Abbau von HC	MKW-/BTEX-kontaminiertes GW, Messung der Konz. in der BL bis 3 m u. GOK: - ab 0,5 m u. GOK starker CO_2-Anstieg, O_2-Abnahme, CH_4-Zunahme - Abbauraten für VOC sinken von 83 auf 0,04 µmol/kg*d	CO_2 < 13 Vol.%, O_2 20-1 Vol.%, CH_4 0-1 Vol.%	HVOC: 0-1.400 µg/l	105
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/	Abbau von TPH, BTEX	1) Feldversuche mit BL-Pegeln in versch. Tiefen - in der BL keine Abnahme der TPH-Konz. festzustellen - CO_2 im Schadensherd stark erhöht, O_2 reduziert 2) Feldversuche mit BL-Extraktionsbrunnen in versch. Tiefen - Sauerstoffverbrauch 2,2fache der CO_2-Produktion (unvollständige Umsetzung oder C in Biomasse eingelagert)	BL-P. (4,9 m u. GOK) CO_2: 3,3 Vol.% O_2: 14,2 Vol.% BL-P. (6,7 m u. GOK) CO_2: 13,3 Vol.% O_2: 1,2 Vol.%	TCH: 1.787 mg/kg TCH: 37.388 mg/kg	106
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/ Methan	Abbau von MKW	1) Bodenluft-Beprobung bis 5 m u. GOK für 16 Monate: - in kont. und unkont. keine zeitliche Veränderung der BL-Gehalte - kont. Areal weist sehr hohe CO_2/CH_4-Gehalte auf (anerob)	a) unkont. < 3 Vol.% CO_2, > 18 Vol.% O_2 kont.:>18 Vol.% CO_2, < 27 Vol.% CH_4, > 18 Vol.% O_2	MKW: 260-68.600 mg/kg	108
			2) Mikrokosmen mit aerobem und anaeobem Milieu: - Methan-Produktion in kont. Proben 2,2 fach höher als in unkont. MKW-Abbau: aerob 27/ 31 % in 3/ 4 Monaten MKW-Abbau: anerob 44/ 15 % in 12/ 10 Monaten	b) CH_4-Prod. unkont. < $2*10^{-5}$ µg*kg^{-1}*h^{-1} CH_4-Prod. kont. $5,4*10^{-3}$ µg*kg^{-1}*h^{-1}		
	Sauerstoff	Abbau von Diesel	Batch-Versuche in Flaschen mit kont. Boden, homogenisiert, Zugabe von Nähr-/Pufferlösung zur Imitation der GW-Bedingungen, zusätzliche Zugabe frischen Diesels - O_2-Verbrauch differiert ab 100 Versuchstagen stark innerhalb eines Ansatzes (trotz Boden-Homogenität und ständigem Mischen) - Abbauraten 2,3-6,9 mg*kg^{-1}*d^{-1} - O_2-Verbrauch: 3,1-11,2 mg*kg^{-1}*d^{-2}	kont. Proben 21,7-18,3 Vol.% O_2 Kontrolle: 21,4-20,1 Vol. % O_2	+10-20 µl Diesel	111
			Säulenversuche (10, 50, 120 cm Länge) mit homogen. Boden - per Extraktion bestimmte Abbauraten (33 mg*kg^{-1}*d^{-1}) sind höher als durch Bodenatmung errechnete Abbauraten (0,2 mg*kg^{-1}*d^{-1}) - je länger die Säulen desto höher die Variabilität der Atmung	k.A.	k.A.	
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/ Methan	Abbau von TPH	Standort 1: Bodenluftuntersuchungen in 0,45-1,2 m u. GOK: - direkt über der Schadstoffquelle deutlich geringere O_2-Gehalte (0-2,5 Vol.%) bzw. erhöhte CO_2-Gehalte (2,7-13, Vol,%) und CH_4-Gehalte (10,3-62,5 Vol.%) als bereits in 20 m Entferung (21,7 Vol.% O_2, 0,1 Vol.% CO_2, kein CH_4)	O_2: 0-21,8 Vol.% CO_2: 0-13 Vol.% CH_4 0-62,5 Vol.%	TPH: 100-10.000 mg/kg	110

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
			- ^{14}C-Untersuchungen: 70 % des CO_2 aus Biodegradation - Isotopen-Untersuchung: Methanogenese nahe des GW-Spiegels Standort 2: Bodenluftuntersuchungen in 0,6-1,2 m u. GOK: - direkt über der Schadstoffquelle deutlich geringere O_2-Gehalte (1,2-1,8 Vol.%) bzw. erhöhte CO_2-Gehalte (10,4-18,3 Vol,%) und CH_4-Gehalte (1,6-24,7 Vol.%) als bereits in 20 m Entferung (12,3-21 Vol.% O2, 0,7-7,1 Vol.% CO_2, kein CH_4) - höchste Abbaurate unter Asphaltbeckung, geringere Abbauraten unter Grassbeckung, wo HC bereits aerob abgebaut wurde	O_2: 1,2-21 Vol.% CO_2: 0-18,3 Vol.% CH_4 0-24,7 Vol.%	TPH: 100-10.000 mg/kg	Forts. 110
	Sauerstoff/ Kohlendioxid/ Methan	Abbau von THC	Bodenluftbeprobung über 12 Jahre an Rohöl-kont. Standort: - starke Abnahme der Kohlenwasserstoffverflüchtigung aufgrund biol. Abbauprozesse und Änderungen in der Ölzusammensetzung (leichte KW bereits verflüchtigt/abgebaut) - Abbauraten über Bodenatmung errechnet, gute O_2/CO_2-Korrelation - nahe der Schadstoffquelle Abbauraten rel. konstant (1,15 $g*m^{-2}*d^{-1}$) - in Bereichen mit steigenden Schadstoffkonzentrationen (laterale Migration) starker Anstieg der Abbaurate (von 0,04 auf 0,42 $g*m^{-2}*d^{-1}$) - Anstieg der Abbaurate von 3% (1985) auf 52 % (1997)	CO_2: 0,5-15 Vol.% O_2: 2-20 Vol.% CH_4 1985: 0,01-0,5 Vol.% CH_4 1997: 0,01-15 Vol.%	TCH 1985: 0,01-1.000 g/m³ TCH 1997: 0,01-50 g/m³	122
	Kohlendioxid	Abbau von TPH, BTEX	Proben aus Saug-Lysimetern in Schwemmsand/-kies, der bis 6,1 m u. GOK ausgekoffert, behandelt u. wieder eingebaut wurde (hier: ungestörte Boden-Zone II): - steigende SO4-Gehalte und sinkender HCO3-Konz. als Anzeiger d. biol. Aktivität - BTEX im SW: 5110-8690 µg /l (TPH im SW 6-23 mg/l) >> nach 2 Monaten in 7,6 m Tiefe halbiert, in 13,7 m Tiefe kaum Abbau, Grund wahrscheinlich fehlende Infiltration	P_{CO2}: $10^{-1.07}$ (7,6 m) HCO_3: 940-1100 mg/l P_{CO2}:$10^{-1.47}$ (13,7 m) HCO_3: 30 mg/l	TPH: 2.000-10.000 mg/kg BTEX: 142 mg/kg	17
	Kohlendioxid	Mikrobielle Aktivität	Säulenversuche mit versch. Nährlösungen, Dotierung mit No.2 diesel-fuel (363 bzw. 332 d): Abbau von 31-81 % TPH Säule "natural attenuation", 363 d: Abbau von 16% TPH CO_2-Anstieg um ~8% in 10 Tagen	0-8 % CO_2	TPH = 6.200 mg/kg	18
	Kohlendioxid	Abbau von Toluol	Säulenversuche (A-, B-, C-Horizonte, Toluol-Dotierung) - rel. geringe CO_2-Produktion im Vergleich zu O2-Verbrauch gibt Hinweis auf unvollständige Mineralisation Abbauraten 8-35 mg/kg d	0-6 % CO_2	4-46 mg/l BL	39

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Kohlendioxid	Abbau von Toluol	- stat. Versuch und Säulenversuche mit kontaminiertem Sandboden u. Kerosin-dotierten Proben: Kerosin vom kontam. Standort zeigt weniger CO_2-Produktion als "frisches" Kerosin, d.h. geringere Bioverfügbarkeit u./o. toxischer Effekt durch andere Kontaminat.	0-6,5 %	2660 mg/kg 5.000-35.000 mg/kg	40
	Kohlendioxid	Mineralisationrate HC	Laborexperimente: 30-50 cm³ kontamin. Boden, greenhouse Lysimeter: 0,81 m³ kontamin. Boden, 198-268 d O_2/CO_2-Veränderungen in 6 d, Berechn. der Mineralisierungsrate Mineralisierungsquotient im Versuchs-Kolben: u.d.l. -1,21 mol/ mol Mineralisierungsquotient Lysimeter: 0,45 - 3,0 mol/ mol (bei T = 20°C, C = 4 g/kg, O_2 = 9,2 mol/m³) CO_2-Produktion korreliert mit HC-Abbau, wenn HC-Konz. > 1 g/kg	Versuchskolben 1,9-7,3 mol CO_2 /m³ d Lysimeter 2,2- 7,6 mol CO_2 /m³ d	0,1- 13 g/kg HC	42
* * *	Kohlendioxid	Abbau von Mineralöl	Fallstudien an Mineralölschäden im Grundwasser: - CO_2 als DIC (disolved inorganic carbon) gemessen - DIC-Konz. nimmt im Bereich d. Schadensherdes (13,95 mM DIC) gegenüber Anstrom (7,6 DIC) deutlich zu	7,6 -13,9 mM DIC	k. A.	54
	Kohlendioxid	Abbau von Rohöl	Laborversuch (120 d)mit Rohöl-dotiertem Boden (+ 30.400 mg/kgC): CO_2-Entstehung 14.970 mg/kg C, HC-Verflüchtigung: 1.590 mg/kg	14.970 mg/kg C	42.500 mg/kg C_{org}	74
	Kohlendioxid	Abbau von Diesel	Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen (Redox-Pot. -46 mV): - Mix versch. E-Akzeptoren führt zu einem Abbau von 81 %	CO_2 bis 6 % (Kontrolle max. 4 %)	TPH: 550 mg/kg	97
	Kohlendioxid	Abbau von BTEX	GW- und BL-Untersuchungen an einer Schadstofffahne: - Übereinstimmung erhöhter CO_2- und geringer O_2-Gehalte in BL über hohen BTEX-Gehalten im GW; in der BL konnte BTEX nur in Spuren nachgewiesen werden	CO_2 bis 18 Vol.%	GW: > 30 mg/l BTEX (im Schadensherd) BL: k.A.	103
	Kohlendioxid	Abbau von PHC	Lysimeterstudie: PHC komplett abgebaut in 70 Tagen: - Tracerversuche belegen überwiegenden Transport d. Volatilisierung - Abbau nachgewiesen durch CO_2-Entwicklung (3 fach höher als Volatilisierung)	k.A.	0,8 l auf 4 t Boden	115
	Nitrat	Abbau von Toluol	Steigerung der Abbaurate, Faktor nicht angegeben	k. A.	4,5 mg Toluol / l im Eluat (A) 2,5 mg Toluol / l im Eluat (B,C)	1

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
* * *	Nitrat	Abbau von KW's	berechnete 'biodegradation capacity' für 7 Standorte: Abbaurate Nitrat-Reduktion 0,02-4,5 mg/l HC, Gesamt 8-32 mg/l HC	0,3-17 mg/l NO3	k. A.	8
* * *	Nitrat	Abbau von BTEX	Feldversuch: Zugabe v. NO3, PO4, O2 + Temperatur-Erhöhung führte in 5 a zu einem Abbau von 80%	1000 t NO3 100-200 mg/l NO3	400 t KW's	11
	Nitrat	Abbau von BTEX	Zugabe v. NO3, Konkurrenzsubstrat (FeS)	NO3 < ~30 mg/l GW	max. ~100 mg /l GW	13
	Nitrat	Abbau von Toluol	Säulenversuche mit Bodenproben aus kontaminiertem Gebiet, Toluol mit n-dodecan aufdotiert (BL-Konz.2000 mg Toluol / l BL) - bei geringer Sauerstoffverfügbarkeit (wie hier in gering permeablen Böden) wird Nitrat (so wie Sulfat) zu einem alternativen ,effektiven Elektronen-Akkzeptor - Säulen mit einem Nitrat-Überschuss zeigen 4fachen Abbau gegenüberSäule ohne Nitrat-Zugabe	2,4 Mol NO_3 /Mol 4 Mol CO_2 /Mol	2000 mg Toluol / l BL	33
* * *	Nitrat	Abbau von BTEX	Schadstofffahne im Grundwasser: Nitrat im Abstrom nach der Schadstoffquelle deutlich reduziert	0,1-0,9 mg/l NO_3	444-7.387 mg/l BTEX	52
* * *	Nitrat	Abbau von BTEX	Aktive Sanierung: Zugabe von Nitrat (Gesamtkonz. 8 mg/l, Denitrifizierende Bakterien von 10^{o} auf $10^{'}$ angehoben) bewirkte schnelleren Abau von Toluol und m-/p-Xylol; in Oberflächen-Sed. Konz. von Flugbenzin von 5000 mg/kg auf 1000 mg/kg reduziert	8 mg/l NO_3	5000 mg/kg Flugbenzin	53
* * *	Nitrat	Abbau von Mineralöl	Fallstudien an Mineralölschäden im Grundwasser: - Nitratkonz. nimmt im Bereich d. Schadensherdes (< 0,05 mM NO_3) gegenüber Anstrom (0,25 NO_3) deutlich ab	< 0,05 -0,25 mM NO_3	k. A.	54
	Nitrat	Abbau von MKW	MKW-Abbau in feink. Marschboden (Redoxp. < 200 mV, pH 7) durch Zugabe e. Nitratsalz-Handelsdünger-Kombination gefördert - 0,15 %ige Nitratzugabe: Redoxpotential über mehrere Wochen > +200 mV	0,15 % Nitrat	k. A.	60
	Nitrat, Sulfat,	Abbau von Diesel	Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen (Redox-Pot. -46 mV): - Mix versch. E-Akzeptoren führt zu einem Abbau von 81 % - Sulfat-Red.: 54,5 %, Nitrat-Red.: 47 %, Methanogenese: 37 %, Kontrolle: 13 %	Nitrat: 20 mM Sulfat: 20 mM Ammonium: 15 mM	TPH: 550 mg/kg	97
***	Eisen	Abbau von BTEX	Standort ehem. Tanklager, BTEX-Grundwasserfahne - in Bodenproben aus der gesättigten Bodenzone wirkt Fe(III) nicht als Elektronenakzeptor, sondern fast ausschließlich Sulfat	Fe (III): 0-20 mg/kg Fe (II): 0-40 mg/kg SO_4^{2-}: 0-30 mg/l	Boden: k.A. GW: > 10.000 µg/l	117

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche		Lit.-Quelle
				Parameter	Kontaminante(n)	
* * *	Eisen (Sulfat, Methan)	Abbau von BTEX	Injektionsexperiment: Abbau von Toluol, (o-Xylol) In-situ-Mikrokosmos: Abbau von Toluol Laborexperiment: Abbau von Toluol, (Xylol)	k. A. k. A. k. A.	BTEX: 0,08-0,33 mg/l k. A. k. A.	12
* * *	Eisen	Abbau von KW's	berechnete 'biodegradation capacity' für 7 Standorte: 0,06-2,3 mg/l	1,6-50,5 mg/l Fe	k. A.	8
* * *	Eisen	Abbau von BTEX	SO_4- u. Fe^{3+}-Reduktion wichtigster Abbauprozess (250 m Abstrom) Fe^{2+} von 0,52 auf 0,03 mg/l gesunken, BTEX-Abbau bis u.d.l.	0,52 Fe^{2+}	BTEX: 8,9 mg/l	10
* * *	Sulfat/ Eisen	Abbau von MKW	Fallstudien an Mineralölschäden im Grundwasser: -Sulfatkonz. nimmt im Bereich d. Schadensherdes (< 0,05 mM SO_4) gegenüber Anstrom (0,3 mM SO_4) deutlich ab - Fe^{2+}-Konz. nimmt im Bereich d. Schadensherdes (0,2 mM Fe^{2+}) gegenüber Anstrom (< 0,05 mM Fe^{2+}) deutlich zu	< 0,05 -0,3 mM SO_4 < 0,05 -0,2 mM Fe^{2+}	k. A. k. A.	54
	Sulfat/ Eisen	Abbau von BTEX, TPH	Monitoring (2a) GW, Boden, BL einer > 20 a alten Schadstofffahne - Fe^{3+} / Fe^{2+} Reduktion verweist auf anaeroben Abbau - FeS-Niederschläge im Boden (Sulfat/Schwefel aus GW, Lösung aus der Boden-Phase u. Einwaschung durch Niederschlag) - Sulfat im Bereich der Fahne niedriger (4-100 mg/kg) als im Kontrollbereich (100 mg/kg)	Fe^{2+} im GW: 4-6 mg/l SO_4 : 4-.100 mg/kg	BTEX: 0-800 mg/kg 20-40 mg/l im GW TPH: 0-4.500 mg/kg	48
* * *	Sulfat	Abbau von KW's	berechnete 'biodegradation capacity' für 7 Standorte: 1,3-21,3 mg/l	10-98 mg/l SO4	k. A.	8
* * *	Sulfat	Abbau von BTEX	Sulfat- u. Fe(III)-Reduktion wichtigster Abbauprozess (250 m Abstrom) Sulfat-Anstieg von 212 auf 330 mg/l, BTEX-Abbau bis u.d.l.	212 mg/l SO4	BTEX: 8,9 mg/l GW	10
	Sulfat	Abbau von TPH, BTEX	Proben aus Saug-Lysimetern in Schwemmsand/-kies, der bis 6,1 m u. GOK ausgekoffert, behandelt u. wieder eingebaut wurde (hier: ungestörte Boden-Zone II): - steigende SO_4-Gehalte und sinkender HCO_3-Konz. als Anzeiger d. biol. Aktivität - BTEX im SW: 5110-8690 µg /l (TPH im SW 6-23 mg/l, nach 2 Monaten in 7,6 m Tiefe halbiert, in 13,7 m kaum Abbau, Grund wahrscheinlich fehlende Infiltration	~72 mg/l (7,6 m) ~180 mg/l (13,7 m)	TPH: 2.000-10.000 mg/kg BTEX: 142 mg/kg	17
(Nährstoffe)	Ammonium	Abbau von Toluol	Steigerung der Abbaurate um bis zu 100 fach	2.000-2.800 mg N / kg Boden	4,5 mg Toluol / l im Eluat (A) 2,5 mg Toluol / l im Eluat (B,C)	1

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	Ammonium	Abbau TPH	Säulenversuche mit versch. Nährlösungen (363 bzw. 332 d): Ammonium zu weniger als 3 % verbraucht Abbau von 31-81 % TPH Säule "natural attenuation", 363 d: Abbau von 16% TPH	10 mg/l NH_3 0,5 mg/kg NO_3- im B.	TPH = 6.200 mg/kg	18
	Ammonium	Abbau von BTEX am Beispiel Toluol	a) Mikrokosmen A- , B- C- Horizont C-Hor.: Ammonium-Zugabe steigerte Abbaurate d) Versuchsfeld 1: ~0,3 mg/l nach 8 d im B- und C-Horizont Versuchsfeld 2 + 3,2 mg N/cm: vollständiger Abbau nach 8 d im B- und C-Horizont	k. A.	Dotierung (Oberfläche): 24-27 mg/l (C-Horizont) 41-42 mg/l (A-Horizont)	22
	Stickstoff	Abbau von Toluol	Säulenversuche (40 d, sandiger Lehm): $^{14}CO_2$-Produktion - Zugabe von geringer Menge NH_4/ NO_3 erhöht Toluol-Mineral., Stimulierungseffekt bei 10 mg/kg, Hemmeffekt bei 40 mg/kg (CO_2-Prod. bei 10 mg/kg > 0 mg/kg > 40 mg/kg)	0,10,40 mg N /kg	7,34 mg ^{12}C-Toluol + 1,2 µg ^{14}C-Toluol	38
	Stickstoff	Abbau von Kerosin	Bioreaktor-Tests bei 20 °C: N-Zugabe steigert Abbaurate	$C_{Kerosin}$: N = 100:2	3.000 - 20.000 mg/kg	41
	Stickstoff	Abbau von gelöstem BTEX	Feldvers.: 25 m² oberflächlig mit BTEX dotiert, Durchfluß 43-72 cm/d - ohne N: BTEX erreicht GW (0,04-2,1 mg/l), mit N: kein BTEX im GW - BTEX-Abbau: 6 % Verflüchtigung, 94 % Biodegradation	800 g N	8,1-11,3 mg/l BTEX	87
	Stickstoff	Abbau von Diesel	1) Mikrokosmen: optimale und maximale N-Düngung für Biodegradation abhängig von Bodenart bzw. WHKmax. a) siltiger Lehm: optimal 399 mg N/kg Boden, maximal 756 mg N/kg B. b) lehmiger S.: optimal 259 mg N/kg Boden, maximal 596 mg N/kg B. c) Sand: optimal 22 mg N/kg Boden, maximal 61 mg N/kg B. 2) Variation von N-Düngung und Wassergehalt in Sand: - Biodegradation ist stärker mit N-Gehalt im Bodenwasser (BW) als mit N-Gehalt im Boden (B) korrelliert - Optimaler N-Gehalt 2.500 mg/kg Bodenwasser	1) 0-1.200 mg /kg B. 2) 0-15.000 mg /kg BW	1a) 8.000 mg/kg Diesel 1b) 7.400 mg/kg Rohöl 1c) 3.000 mg/kg JP-5 2) 5.000 mg/kg	123
* * *	Stickstoff/ Phosphor	Abbau von TPH	Laborsimulation (Bioventing) in der ges. Zone a) Zugabe v. Ammoniumnitrat, Kalium-Phosphat: 45 % Biodegrad. b) Zugabe v. Ammonium-Magnesium-Phosphat: 54 % Biodegrad. c) ohne Nährstoffe, Biodegradation 21 %	 a) C:N:P 150:1:0,25 b) slow-release-fertil.	< 80.000 mg/l Öl (8 %)	58
	Stickstoff/ Phosphor	Abbau von TPH	Mikrokosmos mit Sand-Schluff-Boden von Raffinerie-Standort, 1 a 1 x wöchentlich Zugabe von Nährlösungen, 50% WHK_{max}: 60 % TPH-Abbau gegenüberKontrolle	NH_4-N 3,8 mg/kg NO_3-N < 0,25 mg/kg N_{gesamt} 350 mg/kg P 338 mg/kg	k.A.	70

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche		Lit.-Quelle
				Parameter	Kontaminante(n)	
	Stickstoff/ Phosphor/ O_2 (H_2O_2)	Abbau von TPH	2 a alte Mineralöl-dotierte Böden, wöchentliche H_2O_2-Zugabe Mikrokosmos: Abbau in 26 Wochen von 54.000 mg/kg TPH auf a) 33.000 mg/kg ohne Nährstoffe b) 22.000 mg/kg mit Nährstoffen (Abbaurate 600 mg/kg/d) Säulenversuche: Abbau in 15 Wochen von 54.000 mg/kg TPH auf a) ~24.000 mg/kg ohne Nährstoffe b) 12.000 mg/kg mit Nährstoffen (Abbaurate 1.200 mg/kg/d)	k.A.	54.000 mg/kg TPH	71
	Stickstoff/ Phosphor/	Abbau von NAPL	Respirationstests über Dieselöl-kontaminierten Aquifer: - NAPL-Anreicherung im GW-Schwankungsbereich - höhere Abbaurate unter Nährstoff-Zugabe Kontrolle: 7,8-12 mg Hexan /kg d, mit N+P: 19-40 mg Hexan /kg d	k. A.	0-150.000 mg/ kg NAPL	91/ 92
	Stickstoff/ Phosphor/	Abbau von MKW	Perkolationsversuche mit Glassäulen, 3 versch. Böden, Nährlösung: - Abbau der MKWs in 1) zu 99 %, 2) zu 76 %, 3) zu 75 % Kontrollen mit O_2-angereichertem Wasser: in 1) Abbau wie mit Nährlsg. bei 2) und 3) deutlich geringer	k.A.	1) 2.000 mg/kg MKW 2) 5.500 mg/kg MKW 3) 17.000 mg/kg MKW	94
	Stickstoff/ Phosphor/	Abbau von MKW	Labor- und Feldversuche: Zugabe einer Nährlösung (NPK) aus natürlichen Pflanzenölen - Labor: Schadstoffreduktion von 3.600 mg/kg auf 200 mg/kg in 2 Monaten, sowohl in der Nährstoffvariante als auch in der Kontrolle, Bakterienzahl in der Nährstoffvariante allerdings deutlich höher - Feld: Schadstoffreduktion von 2.000 mg/kg auf 500 mg/kg	NPK: 0,3 g/kg Boden	HC: 3.600 mg/kg bzw. 2.000 mg/kg	96
	Stickstoff/ Phosphor/	Abbau von TPH	100 cm³-Gefäße mit Boden: - durch N-/P-Düngung 75 % Abbau in 270 Tagen - Abbauraten: n-Alkane 17,5 mg/kg d, iso-Alkane 8,3 mg*kg^{-1}*d^{-1}	800 mg/kg N 1.200 mg/kg P	2.200 mg/kg	98
	Stickstoff/ Phosphor/	Abbau von TPH	Batch-Tests, Feldexperimente: - 75 % TPH-Abbau in 1 Jahr - Anstieg der Bakterienzahl mit Nährstoffzugabe	0,1 % $(NH)_2HPO4$	3,5-4,8 % Öl	99
	Stickstoff/ Phosphor/	Abbau von TPH	7 versch. Mikrokosmen mit untersch. N-/P-Quellen und -Konzentration., Sandboden (S;u, fs, 't): - Reduzierung des TPH-Gehaltes um 88-73 % (Kontrolle 20 %) - 35 % davon durch Volatilisation, Sorption, chem. Umwandlung	C: N = 20:1 C: P = 10:1	TPH: 5.000 mg/kg	100
	Stickstoff/ Phosphor/	Abaurate von MKW	Laborversuche mit Standortboden einer ehem. Erdölförderstätte - durch Zugabe von Ammoniumnitrat keine Erhöhung der Abbaurate	C:N = 20:1	MKW: 250.000 mg/kg	114

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
* * *	verfügb. Phosphat	Abbau von BTEX	Feldversuch: Zugabe v. NO3, PO4, O2 + Temperatur-Erhöhung führte in 5 a zu einem Abbau von 80%	5-10 mg/l PO4	400 t KW's	11
	Phosphor	Abbau TPH	Säulenversuche mit versch. Nährlösungen, Dotierung mit No.2 diesel-fuel (363 bzw. 332 d): Abbau von 31-81 % TPH Säule "natural attenuation", 363 d: Abbau von 16% TPH Phosphor-Verbrauch 4-6%	6 mg/l PO4-	TPH = 6.200 mg/kg	18
* * *	TOC	Sorption von HOC	niedrige Sorptionskapazität bei Quarz-Feldspat-Sediment (Weichsel-Sand); Sorptionskoeffizient log Kd = 1 l/kg	40-90 mg/kg Corg	1 mg/l, 1 µg/l Phenantren	4
	TOC	Bodenatmung (Anzeiger für biolog. Abbau)	Respirationstest mit Sandböden, Zugabe von NH_4NO_3 + K_2HPO_4 (Verhältnis C: N: P 100: 5: 1) - hohe TOC führen zu hohen Bodenatmungsraten, sind aber kein quantitativer Indikator für Abbau von Kontaminanten - kleiner 0,4 % Corg-Anteil ist Bodenatmung repräsentativ für Abbau von Kontaminanten	0,4 % TOC 14 % TOC 21,5 % TOC	2, 5, 10 % Rohöl i. Bod.	34
	TOC	Sauerstoffverbrauch + Anzahl der Bakterien im Boden	O_2-Verbrauch + KW-abbauende Bakterien (MPN) nach 435 d - in Oberböden (höhere Humusanteile) stärkere mikrobielle Aktivität als in Sandboden a) Oberboden1: 0,18 g O_2/kg d, MPN $1,2x10^8$ b) Oberboden2: 0,09 g O_2/kg d, MPN $4,6x10^6$ c) Sand: 0,03 g O_2/kg d, MPN $2,3x10^5$ (Abbau von KW (Öle/Fette) bei a-c gleich: 10-11,5 g/kg)	 21,5 % TOC, 66 % Sand 14 % TOC, 63 % Sand 0,4 % TOC, 92 % Sand	5 % Rohöl i. Boden	34 Forts. 34
	DOC	Löslichkeit von Kerosin	Batch-Experiment: Untersuchung des Effekts von Huminsäuren auf die Löslichkeit von Kerosin aus Boden bei 25°C - je höher der Anteil an natürlichem organ. Material desto mehr Kerosin wird gelöst	Huminsäure: 0-0,1 %	Kerosin:60-100 mg/l	119
	Schwefel-wasserstoff	pH-Puffer	H_2S-Quelle: schwefelhaltigen Substanzen des Mineralöls Oxidation von HS zu SO_4^{2-} kann als pH-Puffer wirken	~72- 180 mg/l SO_4^{2-}	TPH: 2.000-10.000 mg/kg BTEX: 142 mg/kg	17
* * *	Methan	Abbau von Mineralöl	Fallstudien an Mineralölschäden im Grundwasser: - Methankonz. nimmt im Bereich d. Schadensherdes (0,7 mM CH_4) gegenüber Anstrom (< 0,05 CH_4) deutlich zu	< 0,05 -0,7 mM CH_4	k. A.	54
	Methan	Abbau von Diesel	Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen (Redox-Pot. -46 mV): - Mix versch. E-Akzeptoren führt zu einem Abbau von 81 % - Headspace-Proben	Methan bis 7 % (Kontrolle max. 2 %)	TPH: 550 mg/kg	97

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
Biologische Parameter	Bodenatmung	Abbau von MKW	steigende Atmungsaktivität (mg CO_2/ kg TS*h) begünstigt Erfolge aktiver Sanierungen:	1-5 mg/kg*h: (+) bis (-) 5-8 mg/kg*h: + bis (+) 8-15 mg/kg*h: + >15 mg/kg*h: ++	k. A.	14
	Bodenatmung	Abbau von MKW	Respirationsmessung nach Zugabe e. Nährlösung (NPK) aus natürlichen Pflanzenölen auf kontaminierten Boden - CO_2-Anstieg von 0,5 g/m²*h auf 2,2 g/m²*h	NPK: 0,3 g/kg Boden	HC: 2.000 mg/kg	96
	Dehydrogenase-Aktivität	Abbau von Mineralöl	Laborversuche mit 2 Mineralöl-dotierten u. unkontaminierten Böden: 1) Sand-Aquifer (Torfboden-Auflage): HC-Abbau von 1.400 mg/kg auf 25 mg/kg in 28 d, ohne Nährstoffe geringer 2) Sand-Aquifer (aerob inkubiert): HC-Abbau von 3.500 mg/kg auf 960 mg/kg in 36 d - Dehydrogenase-Akt. korreliert mit CO_2-Produktion, Bakterienzahl dagegen kein charakteristischer Anzeiger für Abbau	 k. A. k. A.	 1) 1.400 (350) mg/kg HC 2) 3.500 mg/kg HC	72
	Potentielle Nitrifikation	Abbau von MKW	- verstärkte Nitrifikation führt zu einer Verschiebung der Population in Richtung chemolithoautothropher Organismen, die die Schadstoffelimination hemmen	k.A.	k. A.	63
	Bakterien	Abbau von HC	Säulenversuche toniger Boden/ grobkörniger Boden: Vergleich biotisches/ abiotisches Milieu: mikrobieller Abbau in wässriger Phase reduzierte Verflüchtigung in gasförmige Phase - in abiotischem Milieu schwankende Gehalte an Mikroben (mg BM/l) innerhalb von 22 Tagen, insgesamt Abnahme, Maximum nach 6 Tagen 4 mg BM/l) - in biotischem Milieu steigende Gehalte an Mikroben von ~1 mg BM/l auf 3-7 mg BM/l innerhalb von 22 Tagen , Maximum nach 18 Tagen (12 mg BM/l)	abiot.: 0-4 mg BM/ l biot.: 1-12 mg BM/ l	0-300 mg HC/ l BL 0-0,3 mg/gm adsorb. Petroleum = 0-300 mg/kg	28
	Bakterienzahl	Abbau von Rohöl	Zugabe von Bakterien führte nicht zur Erhöhung des Abbaus, sondern verlangsamte Abbau teilweise	spez. Bakt.-Ansatz "Hydrobac"	2, 5, 10 % Rohöl i. Bod.	34
	Besiedelung mit Mikroorganismen	Öl-Rückhaltevermögen	Säulenvers. 60 d: Mikroorganismen steigern Öl-Rückhaltevermögen - sterile Säulen: 30,2 g Restöl /kg Sand - biodegradation Säulen: 44,6 g Restöl /kg Sand	k. A.	39.000-59.000 mg/kg	37

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle
	biotisches Milieu	Abbau von Toluol	Säulenversuche (40 d, sandiger Lehm): ^{14}C-Toluol in der Gasphase: -sterile Säule: 8 % des zugegebenen Toluols in der Gasphase -unsterile Säule: < 0,13 % des zugegebenen Toluols in der Gasphase	k. A.	7,34 mg ^{12}C-Toluol + 1,2 µg ^{14}C-Toluol	38
	Bakterien	Abbau von Rohöl	- ursprüngliche Mikroflora des kont. Standortes zeigt bessere Abbaulaeistung als mit Zusatz von allochtonen Bakterienkulturen	euthrophe Bakterien 3x 10^{6} CFU HC-oxidierende Bakt. > 1x 10^{6} MPN	61.500 mg/ kg TPH	58
	Nährmedien	Keimzahl denitrif. Bakterien	MKW-Abbau in feink. Marschboden (Redoxp. < 200 mV, pH 7) - Zugabe selektiver Nährmedien: Anstieg der Keimzahl und der Denitrifikationsrate bis 20 mg NO3-N/ kg d	k. A.	k. A.	60
	Bakterien	Abbau von Flugbenzin	Vergleich unkontaminierter, kontaminierter und kontaminierter behandelter (pH + Nährstoff-Regulierung), Boden - Bakterienzahl steigt an der Oberfläche bei Zugabe von Flugbenzin um Faktor 2-2,5, bei zusätzlichen "bioremediation-treatment" um Faktor 3-4	unkontaminiert: 1-5 $X10^{-8}$ g/ Boden unkontam. + behandelt 1 $X10^{-10}$ g/ Boden kontaminiert: 1 $X10^{-10}$ g/ Boden kontam. + behandelt 1 $X10^{-11}$ g/ Boden	50-135.000 mg/kg	66
	Bakterien	Abbau von TPH	Laborvers.: TPH-Abbau 61 % in 5 Mon. (von 5.700 auf 2.200 mg/kg) CFU / gm von 9,2 x 10^{4} auf 3,1 x 10^{6} gestiegen	9,2 x 10^{4}	5.700 mg/kg TPH	85
	Bakterien	Abbau von Diesel	Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen (Redox-Pot. -46 mV): - Mix versch. E-Akzeptoren führt zu einem Abbau von 81 % - Sulfat-Red.: 54,5 %, Nitrat-Red.: 47 %, Metanog.: 37 %, Kontr. 13% - hoher Abbau = hohe Bakterienzahl	Mix: bis 178*10^{7} Sulfat: bis 98*10^{6} Nitrat: bis 82*10^{6} Methan: bis 72*10^{6} Kontrolle: bis 68*10^{3} [CFU/g Boden]	TPH: 550 mg/kg	97
	Bakterien	Abbau von TPH	Batch-Tests, Feldexperimente: - 75 % TPH-Abbau in 1 Jahr - in einem Jahr Anstieg der Bakterienzahl mit Nährstoffzugabe - Kontrolle 10^{7}, Varianten 10^{8}-10^{12} Zellen/g	10^{7}-10^{14} Zellen/g in 1 Jahr	3,5-4,8 % Öl	99
	Lipase Aktivität	Abbau von TPH	7 versch. Mikrokosmen mit untersch. N-/P-Quellen und -Konzentrat., Lipase-Akt. nimmt mit abnehmenden TPH-Gehalten zu	nach 88 Tagen 2-5 Einheiten (Kontrolle 0,52)	5.000 mg/kg	100

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche		Lit.-Quelle
				Parameter	Kontaminante(n)	
	Bakterienzahl	Abbau von TPH	Felduntersuchungen in 0-4 m Tiefe (zwei Standorte): - direkt an der Schadensquelle ist die Bakterienzahl deutlich erhöht - Bakterienzahl im kont. und unkont. Bereich unterhalb des GW-spiegels höher als darüber	Biomasse: $9*10^{8}$-$6,2*10^{9}$ /g Boden Aktive Bakterien: $4*10^{8}$-$2,8*10^{9}$ /g Boden (Standort 2: ähnlich)	TPH: 100-10.000 mg/kg	110
	Bakterienzahl	Abaurate von VOCs	Mikrokosmen: Exposition von homog. Sand gegenüber VOC-Mischung - Bakterienzahl in 5 Tagen verdoppelt, in 38 Tagen verdreifacht	0 d: $3*10^{8}$ Zellen/g 38 d: $8,8*10^{8}$ Zellen/g	n-Pentan: 74,7 g/m³ n-Hexan: 48,1 g/m³ n-Oktan: 5,1 g/m³ n-Decan: 1,3 g/m³ Toluol: 3,7 g/m³	112
	Bakterienzahl	Abaurate von MKW	Feldversuche an ehem. Erdölförderstätte (arides Klima) - Inokulation autochtoner Bakterien führte nur kurzzeitig zu erhöhten Abbauraten	k.A.	KW: 250.000 mg/kg	114
	Bakterienzahl	Abbau von TPH	Anreicherung des kontaminierten Bodens mit Bakterienkulturen: - innerhalb von 60 Tagen 49,2 % TPH abgebaut, in der Kontrolle 23,1%	k.A.	TOC: 4,3 g/kg TS	120
	Bakterienzahl	Abbau von VOC	Labor- und Technikumsexperimente mit Bioreaktoren Anreicherung des kontaminierten Bodens mit *Rhodococcus opacus* + mit Zugabe einer weiteren Kohlenstoffquelle - in 240 Tagen VOCs um 88 % reduziert	$2,2*10^{8}$ -10^{10} CFU*kg^{-1}	Benzol: 293 mg/kg VOC: 2.308 mg/kg	121
Sonstige Parameter	Ca, Mg	Leitfähigkeit	Säulenversuche mit versch. Nährlösungen (363 bzw. 332 d): Zugabe von Ca und Mg führt zur Erhöhung der Leitfähigkeit	500 mg/l $MgCl_2$ 1000 mg/l $CaCl_2$	TPH = 6.200 mg/kg	18
	Tenside	Abbau von Diesel-Öl	Säulenversuche mit "nonionic surfactants"(NIS): - Zugabe von NIS steigerte Abbau in Fein- und Grobsand - stärkere Metabolitbildung	0,05 % NIS	39-59 g/kg	37

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr(e)
B	Boden
BL	Bodenluft
BM	Biomasse
CFU	Colony forming units
d	Tag(e)
GOF	Grundwasseroberfläche
GW	Grundwasser
h	Stunde(n)
HC	Hydrocarbons
HOC	Hydrophobic Organic Contents
HVOC	Hydrocarbon Volatile Organic Compounds
k. A.	keine Angaben
KG	Korngröße
MPN	most probable number
NA	Natural Attenuation
NAPL	Non Aqueous Phase Liquids
O&G	oil & grease
PHC	Petroelum Hydrocarbons
S, U, T	Sand, Schluff, Ton
SOM	Soil Organic Matter
SW	Sickerwasser
TFH	Total Fuel Hydrocarbon
THC	Total Hydrocarbons
TPH	Total Petroleum Hydrocarbons
TPH-GR	Total Petroleum Hydrocarbons, Gravimetric
TS	Trockensubstanz
u.d.l.	under detection limit
UST	Underground Storage Tank
VOC	volatile organic carbon

Literatur-Quellen:

1	Allen-King et al. (1994a)
2	Totsche & Kögel- Knabner (2000)
3a	Pfeifer et al. (1999)
3b	Mahro (1999)
4	Kleineidam et al. (1999)
5	Lahvis et al. (1999)
6	Davis et al. (1998a)
7	Boks et al. (1990)
8	Newell et al. (1999)
9	Rijnaarts (1998)
10	Reichert et al. (1998)
11	Meier-Löhr & Battermann (1998)
13	Eckert et al. (1998)
12	Rügge et al. (1998)
14	Hoffmann & Viedt (1998)
15	Merkel & Leeder (1999)
16	Brown et al. (1995)
17	Capuano & Johnson (1996)
18	Widrig & Manning (1995)
19	Kim et al. (1995)
20	Cohen et al. (1995)
21	Lee (1993)
22	Allen-King et al. (1994b)
23	Ashley et al. (1994)
24	Baehr & Baker (1995)
25	Rainwater et al. zit. in Barr (1998)
26	Massman & Farrier (1992)
27	Berry & Burton (1997)
28	Carberry (1998)
29	Hers & Zapf-Gilje (1998)
30	Hers et al. (2000)
31	Gerhardt (1984)
32	Ong et al. (1994)
33	Venkatraman et al. (1998)
34	Huesemann & Moore (1994)
35	Neale et al. (2000)
36	Hupe et al. (1998)
37	Ducreux et al. (1994)

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle

Literatur-Quellen (Fortsetzung)

38 Baker et al. (1994)
39 Allen-King et al. (1996)
40 Malina & Grotenhuis (2000)
41 Nocentini et al. (1998)
42 Freijer et al. (1996)
43 Grifoll & Cohen (1996)
44 Jin et al. (1994)
45 Löser et al. (1999)
46 Joseph et al. (1994)
47 Lahvis & Baehr (1996)
48 Sublette et al. (1997)
49 Grathwohl & Klenk (1999)
50 Koning et al. (2000)
51 Wiedemeier et al. (1995b)
52 Borden et al. (1995)
53 Chapelle (1999)
54 Zeyer et al. (1999)
55 Ostendorf & Kampbell (1991)
56 Neumann-Hensel (1999)
57 Baker et al. (2000)
58 Carrrera et al. (1997)
59 Katzenbach et al.(2000)
60 Brecht et al. (1999)
61 Leeder-Kamanda (2001, pers. Mittlg.)
62 Song et al. (1990)
63 Alef (1994)
64 Scholz et al. (1996)
65 Klenk & Grathwohl (2000)
66 Song & Bartha (1990)
67 Huesemann (1995a)
68 Huesemann (1995b)
69 McMillen et al. (1995)
70 Drake et al. (1995)
71 Novak et al. (1995)
72 Waarde et al. (1995)
73 Findlay & Fogel (1997a)
74 Findlay & Fogel (1997b)
75 Newman & Barr (1997)
76 Hinlein & Kelley (1999)
77 Holden et al. (1995)
78 Van de Velde (1995)
79 Saberiyan et al. (1995)
80 Moyer et al. (1995)
81 Connor et al. (1997)
82 Kuhlmeier & Barone (1985)
83 Hichee & Ong (1992)
84 Klein (2000, zit. in Trapp 2000)
85 Kovacs & Landsman (1995)
86 McLinn & Rehm (1997)
87 O'Leary et al. (1995)
88 De Vaull et al. (1997)
89 Laubacher et al. (1997)
90 Peccia et al. (1990)
91 Davis et al. (1995)
92 Davis et al. (1998b)
93 Würdemann et al. (1994)

Einteilung (* * * NA im GW)	Parameter	Einfluss auf	Art/Quantifizierung des Effektes	Relevante Konzentrationsbereiche Parameter	Kontaminante(n)	Lit.-Quelle

Literatur-Quellen (Fortsetzung)

94 Tiberg et al. (1993)
95 McMillen (1995b)
96 Wibbe & Blanke (1999)
97 Boopathy (2003)
98 Chaineau (1995)
99 Gogoi et al. (2002)
100 Margesin et al. (1999)
101 Davis & Madsen (1996)
102 Höper & Wilke (2004)
103 Eiswirth et al. (1998)
104 Lewitz (2004)
105 Franzmann et al. (1999)
106 Aelio et al. (1997)
107 Schoefs et. al. (2003)
108 Salminen et al. (2004)
109 Franzmann, et al. (2002)
110 Bhupathiraju et al. (2002)
111 Davis et al. (2003)
112 Höhener et al. (2003)
113 Balba et al. (1998)
114 Hacker & Hüttmann (2003)
115 Dakhel et al. (2002)
116 Stout et al. (1998)
117 Prommer et al. (1999)
118 Gidda et al. (1999)
119 Dror et al. (2000)
120 Yerushalmi et al. (2003)
121 Peltola & Salkinoja-Salonen (2003)
122 Chaplin et al. (2002)
123 Walworth et al. (1997)
124 Hendry et al. (1999)
125 Jarsö et al. (1994)

Texte

Texte
01
06
ISSN
0722-186X

Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 298 76 712/02
UBA-FB 000874

Texte
01
06
ISSN
0722-186X

Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

von

Dipl.-Geol. Klaudia Hettwer, Prof. Dr. Jürgen Warrelmann, Prof. Dr. Wolfgang Heyser
Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie, Universität Bremen

Dipl.-Geol. Simone Gaab, Prof. Dr. Wilhelm Püttmann
Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main

Uwe Drewes
alphacon GmbH, Ganderkesee

Dipl.-Geol. Dieter Vehlhaber
Büro für Umweltgeologie, Hude

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.umweltbundesamt.de
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet II 4.3 Barbara Kabardin
Fachgebiet II 4.1 Konstantin Terytze

Dessau, Januar 2006

Inhaltsverzeichnis

Anhangsverzeichnis **6**

Abbildungsverzeichnis **7**

Tabellenverzeichnis **10**

Abkürzungsverzeichnis **11**

Kurzfassung **12**

Abstract **12**

Vorwort **13**

1 Einleitung **14**

1.1 Anlass **14**

1.2 Ziel und Aufgabenstellung **15**

1.3 Beschreibung der Projektkonzeption **16**

1.3.1 Teilschritt 1 17

1.3.2 Teilschritt 2 17

1.4 Aufbau des Berichtes **18**

2 Teilschritt 1 ..... **20**

2.1 Allgemeiner Kriterien-/Parameterkatalog **20**

2.2 Untersuchungsfläche **25**

2.2.1 Standortbeschreibung 25

2.2.2 Beschreibung des Testfeldes und der Vergleichsareale 26

2.3 Untersuchungsprogramm am TL Schäferhof-Süd **27**

3 Teilschritt 2 ..... **31**

3.1 Boden **31**

3.1.1 Untersuchungsmethoden 31

3.1.1.1 Probennahme 31

3.1.1.2 Analytik 32

3.1.1.3 Qualitätssicherung bei der Entnahme von Intervallproben 33

3.1.2 Ergebnisse 36

3.1.2.1 Bodenprofile 36

3.1.2.2 Schadstoffverteilung 37

3.1.2.3 Schadstoffabbau 45

3.1.2.4 MKW-Screening 57

3.1.2.5 Physiko-chemische und biologische Parameter 58

3.1.3 Interpretation der Ergebnisse 66

3.2 Bodenluft 69
3.2.1 Untersuchungsmethoden 69
3.2.1.1 Einrichtung der Messstellen 69
3.2.1.2 Probennahme und Analytik 69
3.2.2 Ergebnisse 70
3.2.2.1 Reguläres Monitoring 70
3.2.2.2 Zusätzliche Messkampagne 80
3.2.3 Interpretation der Ergebnisse 82
3.3 Sickerwasser 84
3.3.1 Untersuchungsmethoden 84
3.3.1.1 Einbau der Messstellen 84
3.3.1.2 Probennahme und Analytik 86
3.3.1.3 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Probennahme 88
3.3.2 Ergebnisse 92
3.3.3 Interpretation der Ergebnisse 101
3.4 Grundwasser 104
3.4.1 Untersuchungsmethoden und Analytik 104
3.4.1.1 Einrichtung der Messstellen 104
3.4.1.2 Probennahme und Analytik 105
3.4.2 Ergebnisse 106
3.4.2.1 Hydraulik 106
3.4.2.2 Räumliche Schadstoffverteilung 107
3.4.2.3 Zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte 112
3.4.2.4 Hydrochemische Indikatoren für biologische Abbauvorgänge 116
3.4.2.5 Metabolitenbildung 120
3.4.3 Interpretation der Ergebnisse 123
3.5 Klimadaten und Bodentemperatur 124
3.5.1 Datenaufnahme 124
3.5.2 Ergebnisse 124
3.5.2.1 Klimadaten 124
3.5.2.2 Bodentemperatur 127
3.5.3 Interpretation der Ergebnisse 128
3.6 Schlussfolgerungen 130
4 Handlungsempfehlungen für das TL Schäferhof-Süd und weiterer Forschungsbedarf 136
5 Zusammenfassung 140
5 Summary 149
6 Literaturverzeichnis 157

Anhangsverzeichnis

Anhang 1 Karten und Pläne

1.1 Übersichtskarte Tanklager Schäferhof-Süd (Nienburg/ Weser)

1.2 Lageskizze: Bohrpunkte, Probennahmestellen und Messstellen

Anhang 2 Boden

2.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse in den Bohrarealen B1- B10

2.2 Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (B11)

2.3 Interne und externe Qualitätssicherung bei der Start- und Abschlussbeprobung

2.4 Prüfungsvorschrift 'Bestimmung von Benzoesäure in Bodenproben' (Hausmethode Umweltschutz Nord/ alphacon)

2.5 Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Anhang 3 Bodenluft

3.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring

3.2 Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring

Anhang 4 Sickerwasser

4.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring

4.2 Zusatzversuch zur Wiederfindung leicht flüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser

Anhang 5 Grundwasser

5.1 Grundwasserstände am TL Schäferhof Süd

5.2 Analysendaten der Grundwasserproben

5.3 Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

5.4 Prüfungsvorschrift: Bestimmung von Benzoesäure in Wasserproben (Hausmethode Umweltschutz Nord/ alphacon)

5.5 Analysenverfahren zur Bestimmung von Metaboliten (Hausverfahren Universität Frankfurt a.M.)

5.6 Analysenverfahren zur Bestimmung von niedermolekularen Aliphaten in Wasser (Hausverfahren Dr. Weßling Laboratorien GmbH Altenberge)

Anhang 6 Klimadaten

6.1 Klimadaten Dez. '01 – Nov. '04

6.2 Bodentemperatur Dez. '01 – Nov. '04

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 2.1 Flussdiagramm für die Durchführung der Feldarbeiten im zweiten Teilschritt. 30

Abb. 3.1: BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den Einzelproben (EP) und Intervallproben (IP) (K3, K4: ungesättigte Bodenzone, K6: gesättigte Bodenzone). 35

Abb. 3.2: MKW-, BTEX- und Alkylbenzol-Gehalte der Bohrareale B3 und B5 bei der Abschlussbeprobung in der ungesättigten Bodenzone (u: 0-4 m), dem Kapillarsaum (k: 4-6 m) und der gesättigten Bodenzone (g: 6-8 m). 37

Abb. 3.3: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 39

Abb. 3.4: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 40

Abb. 3.5: BTEX-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001.....41

Abb. 3.6: BTEX-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 42

Abb. 3.7: Alkylbenzol-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 43

Abb. 3.8: Alkylbenzol-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 44

Abb. 3.9: Ermittlung der Selbstreinigungsleistung mit Hilfe von Konfidenzintervallen. 46

Abb. 3.10: 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der MKW-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone in den Bohrarealen B4, B5, B6 und B7. 47

Abb. 3.11: 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der BTEX-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone in den Bohrarealen B4 und B5. 48

Abb. 3.12: 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der Alkylbenzol-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone in den Bohrarealen B4, B5 und B7. 48

Abb. 3.13: Boxplots der MKW-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, Vk: B9) sowie der gesamten Messwerte. 49

Abb. 3.14: Boxplots der BTEX-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, Vk: B9) sowie der gesamten Messwerte. 50

Abb. 3.15: Boxplots der Alkylbenzol-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, Vk: B9) sowie der gesamten Messwerte.....51

Abb. 3.16: MKW-Gehalte pro Bohrmeter (Mittelwert der Probennahme) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9). 53

Abb. 3.17: BTEX-Gehalte pro Bohrmeter (Mittelwert der Probennahme) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9). 54

Abb. 3.18: Alkylbenzol-Gehalte pro Bohrmeter (Mittelwert der Probennahme) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9). 55

Abb. 3.19: GC/MS-Chromatogramm der Bodenprobe aus 2-3 m Tiefe (Testfeld, 2004). 57

Abb. 3.20: GC/MS-Chromatogramm der Bodenprobe aus 4-6 m Tiefe (Testfeld, 2004). 58

Abb. 3.21: TOC- und DOC-Gehalte (mg/kg) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).....60

Abb. 3.22: Gesamtstickstoffgehalte (mg/kg) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).....61

Abb. 3.23: Phosphatgehalte (mg/kg) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).....61

Abb. 3.24: pH-Werte im Boden bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004). 62

Abb. 3.25: Boxplot-Diagramm der pH-Werte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal bei der Start- und Abschlussbeprobung. 63

Abb. 3.26: Bodenatmung (mg CO_2/24h*kg*TS) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004). 64

Abb. 3.27: Dehydrogenase-Aktivität (µg TPF/16h g TS) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004)....65

Abb. 3.28: Nitrifikation und Ammoniumverbrauch (mg N/kg TS) bei der Startbeprobung (2001). 66

Abb. 3.29: Sauerstoffgehalt (Vol.%) im Testfeld, kontaminierten Vergleichsareal und unkontaminierten Vergleichsareal. 71

Abb. 3.30: Kohlendioxidgehalt (Vol.%) im Testfeld, kontaminierten Vergleichsareal und unkontaminierten Vergleichsareal. 71

Abb. 3.31: Spektrum der n-Alkane im Testfeld. 72

Abb. 3.32: BTEX-Aromatenspektrum im Testfeld. 73

Abb. 3.33: Alkylbenzol-Spektrum im Testfeld. 73

Abb. 3.34 Boxplot-Diagramme der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte (Vol.%) sowie der organischen Gesamtkohlenstoffgehalte, der n-Alkane, der BTEX-Gehalte und Alkylbenzolgehalte (mg/m³) an den Bodenluftmessstellen. 74

Abb. 3.35: Gesamtkohlenstoffgehalt [mg/m³], Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt [Vol. %] sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole [mg/m³] im Testfeld (T).. 75

Abb. 3.36: Gesamtkohlenstoffgehalt [mg/m³], Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt [Vol. %] sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole [mg/m³] im kontaminierten Vergleichsareal (Vk). 76

Abb. 3.37: Gesamtkohlenstoffgehalt [mg/m³], Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt [Vol. %] sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole [mg/m³] im unkontaminierten Vergleichsareal (Vuk).. 77

Abb. 3.38: Boxplot-Diagramme des Sauerstoff- und Kohlendioxidgehaltes (Vol.%) an den Bodenluftmessstellen in den Jahren 2002, 2003 und 2004 78

Abb. 3.39: Boxplot-Diagramme des organischen Gesamtkohlenstoffgehaltes und der n-Alkane (mg/m³) im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal in den Jahren 2002, 2003 und 2004. 79

Abb. 3.40: Bodenluftzusammensetzung im Testfeld von Mai bis Oktober 2003. 80

Abb. 3.41: Schadstoffgehalte im Testfeld von Mai bis Oktober 2003. 81

Abb. 3.42: Wiederfindung von deuteriertem Toluol D8 im gesammelten Sickerwasser der Messstellen T-SW1_2 und T-SW2_2 (200 hPa) im Vergleich zur Kontrollprobe (ohne Unterdruck). 89

Abb. 3.43: Nitrat- und Sulfatgehalt (mg/l) zu Versuchsbeginn und nach 3 Wochen Standzeit. 91

Abb. 3.44: Leitfähigkeit (µS/cm) und pH-Wert zu Versuchsbeginn und nach 3 Wochen Standzeit. 91

Abb. 3.45: Nitratgehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 94

Abb. 3.46: Boxplot-Diagramm der Nitrat- und Sulfatgehalte an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 94

Abb. 3.47: Sulfatgehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 95

Abb. 3.48: Leitfähigkeitswerte (µS/cm) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 96

Abb. 3.49: Hydrogenkarbonatgehalte (mmol/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 96

Abb. 3.50: Boxplot der Leitfähigkeit (µS/cm) und der Hydrogenkarbonatgehalte (mmol/l) an den 2 m tiefen Messstellen. 97

Abb. 3.51: pH-Werte an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 98

Abb. 3.52: Boxplot des pH-Wertes und der TOC-Gehalte (mg/l) an den 2 m tiefen Messstellen. 98

Abb. 3.53: TOC-Gehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 99

Abb. 3.54: Eisengehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe. 100

Abb. 3.55: Boxplot der Sickerwassermenge zum Ende des Probennahme-Intervalles an den 2 m und 4 m tiefen Messstellen. 101

Abb. 3.56: Übersichtskarte des Tanklagers „Schäferhof-Süd“ mit den Grundwassergleichen vom 12.03.2003 und den Grundwassermessstellen. 106

Abb. 3.57: Verlauf der Grundwasserganglinien in den Brunnen und flach verfilterten Multilevelmessstellen vom 07.01.2002 bis 31.08.2004. 107

Abb. 3.58: Schematische Darstellung des geologischen Untergrundes entlang der Transekte.. 108

Abb. 3.59: Boxplot: BTEX-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen).. 109

Abb. 3.60: Konzentrationsverteilung der BTEX-Aromaten im Grundwasser am 2.12.2002 110

Abb. 3.61: Vergleich der Konzentrationsverteilung der BTEX-Aromaten in den Messstellen MP 4-flach, MP 5-flach, MP 5-tief und B 13. 111

Abb. 3.62: Zeitlicher Verlauf der BTEX-Gehalte in den flach verfilterten Messstellen. 112

Abb. 3.63: Zeitlicher Verlauf der BTEX-Gehalte und des Grundwasserspiegels in den flach verfilterten GWM. 113

Abb. 3.64: Schematische Darstellung der Diagramme in Abb. 3.63. 115

Abb. 3.65: Boxplot: Fe(II)-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). 117

Abb. 3.66: Boxplot: Sauerstoff-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). 118

Abb. 3.67: Boxplot: Nitrat- und Sulfat-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). 119

Abb. 3.68: Messstelle MP 2-flach. Bei steigenden BTEX-Konzentrationen ist deutlich eine Abnahme der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen zu beobachten. 120

Abb. 3.69: Boxplot: Methan-Gehalte vom 03.06.2002 – 31.08.2004 (7 Messungen). 120

Abb. 3.70: Zuordnung von aromatischen Säuren als Metabolite korrespondierender aromatischer Ausgangsverbindungen. 121

Abb. 3.71: Boxplot: Benzoesäuren (Summe der Einzelverbindungen) vom Juni 2002 – Juni 2004 (5 Messungen). 122

Abb. 3.72: Monatliche Niederschlagsmenge (mm) am TL Schäferhof-Süd in den Jahren 2002, 2003 und 2004. 127

Abb. 3.73: Temperaturprofil am TL Schäferhof-Süd im Dezember 2003, April 2004 und August 2004. 128

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse 23

Tab. 2.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung) 24

Tab. 2.2: Schlüsselparameter zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone am Standort Tanklager Schäferhof-Süd. 28

Tab. 3.1: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenproben. 32

Tab. 3.2: Zahl und Art der Probennahme bei der BTEX-Testsondierung. 34

Tab. 3.3: Prozentualer Anteil der Mittel- und Medianwerte des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung 2004 gegenüber der Startbeprobung 2001. 45

Tab. 3.4: Abbauraten 0. Ordnung und maximale Abbaukonstanten 1. Ordnung für BTEX, Alkylbenzole und MKW im Testfeld.. 56

Tab. 3.5 Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenluftproben. 70

Tab. 3.6: Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Summe der n-Alkane, BTEX und andere Alkylbenzole (mg/m³) zwischen Januar 2001 und September 2004. 72

Tab. 3.7: Temperaturkorrigierte Henry-Konstanten ausgewählter Schadstoffe und aus den Bodenluftkonzentrationen (BL) resultierende Schadstoffbelastungen im Sickerwasser (SW). 84

Tab. 3.8: Vergleich der Eisen-, Mangan-, Chrom- und Nickelgehalte in der 'VK-SW_4' mit einem Edelstahl Typ 14404 und den anzunehmenden Gehalten im Sandboden. 86

Tab. 3.9: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sicker- und Grundwasserproben 87

Tab. 3.10: Prioritätenliste der zu analysierenden Parameter im Sickerwasser. 88

Tab. 3.11: Wiederfindung verschiedener physikalisch-chemischer Parameter der Proben T-SW2_2 und Vuk-Sw_2 nach 3 Wochen Standzeit unter Unterdruck sowie einer mit Nitrat angereicherten Kontrollprobe. 90

Tab. 3.12: Ausbaudaten der Grundwassermessstellen. 104

Tab. 3.13: Reaktionsgleichungen des aeroben und anaeroben Abbaus von Benzol (gemäß WIEDEMEYER et al. 1995). 116

Tab. 3.14: Monatsmittelwerte von Lufttemperatur, relativer Luftfeuchte, Luftdruck und Windgeschwindigkeit sowie der Monatsniederschlagsmenge am TL Schäferhof-Süd von Januar 2002 bis März 2004. 125

Abkürzungsverzeichnis

ALA AG	Altlastenausschuss Arbeitsgruppe
BAM	Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung
BBR	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BTEX	(Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole)-Aromaten
d	Tag(e)
DIN	Deutsche Industrienorm
DN 100	Durchmesser Nennweite
DOC	Dissolved Organic Carbon
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
EN	Euronorm
ENA	Enhanced Natural Attenuation
FID	Flame Ionisation Detector
GC	Gaschromatographie
GC-MS	Gaschromatographie- Massenspektrometer
GC-MSD	Gaschromatographie- Massenselektiver Detektor
GC-PID	Gaschromatographie- Photoionisationsdetektor
GWM	Grundwasser-Messstelle
h	Stunde(n)
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography
ISO	International Standard Organization
k. A.	keine Angaben
LABO	Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz (Baden-Württemberg)
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MNA	Monitored Natural Attenuation
ML	Multilevel
MP	Messpunkt
NA	Natural Attenuation
n.b.	nicht bestimmt
OFD	Oberfinanzdirektion
OS	Originalsubstanz
QS	Qualitätssicherung
ROK	Rohroberkante
SW	Sickerwasser
T	Testfeld
TL	Tanklager
TOC	Total Organic Carbon
TPF	Triphenyl-Formazan
TS	Trockensubstanz
u. GOK	unter Geländeoberkante
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
Vk	kontaminiertes Vergleichsareal
Vuk	unkontaminiertes Vergleichsareal

Kurzfassung

Gegenstand des Forschungsprojektes waren die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der Wasser ungesättigten Bodenzone für die ausgewählten Schadstoffe MKW, BTEX und Alkylbenzole am Beispiel der ehemals militärisch genutzten Liegenschaft TL Schäferhof-Süd. Auf der Grundlage eines Kriterien- und Parameterkataloges wurden in einem Testfeld, einem gering kontaminierten und einem unkontaminierten Vergleichsareal Bodenuntersuchungen sowie über drei Jahre ein Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwasser-Monitoring durchgeführt und Klimadaten kontinuierlich aufgezeichnet. In den Bodenproben konnte partiell eine Schadstoffminderung nachgewiesen werden. Die Bodenluft- und Grundwasserdaten belegen den andauernden mikrobiellen Schadstoffabbau.

Der vorliegende Bericht umfasst die Darstellung und Interpretation der Ergebnisse aus den Feldarbeiten sowie die Schlussfolgerungen für eine Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes und der angewendeten Probennahme- und Analysenmethoden. Abschließend werden Handlungsempfehlungen für den Standort TL Schäferhof-Süd sowie weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt.

Schlagwörter: Natürliche Selbstreinigungsprozesse; Schadstoffminderung; Abbau- und Rückhalteprozesse; ungesättigte Bodenzone; (Schlüssel-) Parameter; MKW; BTEX; Tanklager; militärisch genutzte Liegenschaften; Monitoring; Boden; Bodenluft; Sickerwasser; Grundwasser

Abstract

The potentials and limitations of natural degradation and sorption processes of the contaminants petroleum hydrocarbons, BTEX and alkylbenzenes in the vadose zone were investigated during an research and development project considering the former military site Schäferhof-Süd as example. Based on identified criteria and parameters soil investigations and a monitoring of soil air, seepage water and ground water were carried out for three years in various experimental plots (contaminated testplot, low contaminated and an uncontaminated reference plot). Climate data were continuously registered. Soil samples showed a partial decrease of contaminations. Soil air and groundwater data indicated ongoing biodegradation processes.

The report comprises the results and interpretations of the field investigations as well as the conclusions for the assessment of natural attenuation and the evaluation of applied sampling and analytical methods. Finally, the possible option for action at the underground storage tank site Schäferhof-Süd and the requirement of research is pointed out.

Keywords: Natural Attenuation; natural degradation and sorption processes; unsaturated zone; vadose zone; (key-) parameters; petroleum hydrocarbons; BTEX; underground storage tank site (UST); military site; monitoring; soil; soil air; seepage water; ground water

Vorwort

Im Auftrag des Umweltbundesamtes führten von Februar 2001 bis März 2005 das Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT) in Bremen, die Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main und die Firma Umweltschutz Nord GmbH in Ganderkesee (bis August 2003), die Firma alphacon GmbH in Ganderkesee (ab August 2003) und das Büro für Umweltgeologie in Hude die zweite Phase des Forschungsprojektes 'Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften' (FKZ 298 76 712 / 02) am Standort des ehemaligen Tanklagers (TL) Schäferhof-Süd bei Nienburg/ Weser durch.

Das Forschungsprojekt wurde über die gesamte Laufzeit von einem fachlichen Projektbeirat bestehend aus Vertreterinnen und Vertretern des Umweltbundesamtes (UBA), des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), der Oberfinanzdirektion Hannover (OFD), des Bundesamtes für Materialforschung und –prüfung (BAM), der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) sowie der Wehrbereichsverwaltungen Nord und Ost der Bundeswehr begleitet. Von November 2001 bis Juni 2003 führte das Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR) auf dem Standort Tanklager Schäferhof Süd ein Ressortforschungsvorhaben im Grundwasser gesättigten Bereich durch („Praktische Anwendung eines risiko-orientierten Bewertungsansatzes bei Grundwasserschäden durch Mineralölprodukte“, BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG, 2003). Um die Aussagefähigkeit der Ergebnisse beider Projekte zu erhöhen, wurden Daten und Erkenntnisse ausgetauscht. Das BBR ermöglichte dankenswerter Weise die Nutzung seiner im Untersuchungsgebiet neu errichteten Grundwasser-Messstellengruppen im Rahmen dieses Forschungsprojektes.

1 Einleitung

1.1 Anlass

Zu Beginn der Neunzigerjahre nahmen militärisch genutzte Liegenschaften mit einer Gesamtfläche von etwa 1 Million ha ca. 2,8 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland ein (UMWELTBUNDESAMT 1999). Inzwischen dient ein großer Teil dieser Liegenschaften nicht mehr militärischen Zwecken. Derzeit ist durch weitere Standortschließungen bei der Bundeswehr ein Zuwachs solcher ungenutzten ehemals militärisch genutzten Liegenschaften zu verzeichnen. Eine zukünftige Verwertung ist insbesondere dann erschwert, wenn durch den früheren Militärbetrieb Verunreinigungen des Untergrundes mit Schadstoffen verursacht wurden. Je nach ehemaliger betrieblicher Nutzung liegen auf den Standorten nach wie vor punktuelle oder großflächige, diffuse Kontaminationen vor. Schadstoffverunreinigungen durch Mineralöl und Mineralölprodukte (wie z.B. Benzin oder Diesel-Kraftstoffe) kommen dabei wegen ihrer Verbreitung eine standortübergreifende Bedeutung zu.

Es entspricht dem Zweck des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBODSCHG 1998), wenn für eine nachhaltige Wiederherstellung von Bodenfunktionen neben technischen Sanierungsmaßnahmen auch natürliche Schadstoffminderungsprozesse als umwelt- und bodenschonende, kostengünstige (passive) Methode bewusst und kontrolliert genutzt werden. Im Hinblick auf eine künftige Verwertung kontaminierter, ehemals militärisch genutzter Liegenschaften und um die potenzielle Gefährdung, die von solchen Altstandorten für die Schutzgüter ausgeht, besser einschätzen zu können, ist es sinnvoll, die Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes auf diesen Liegenschaften auszuloten. Die Untersuchung ehemals militärisch genutzter Liegenschaften hinsichtlich ihres natürlichen Abbau- und Rückhaltevermögens kann auch für zivile Altstandorte Beispielcharakter haben.

Zu natürlichen Abbauprozessen von Schadstoffen im Grundwasser liegt eine Vielzahl von Untersuchungen und Erkenntnissen insbesondere aus den USA vor, wo diese als 'Natural Attenuation' bezeichneten Prozesse bereits an zahlreichen Standorten als Alternative oder Ergänzung zu technischen Sanierungsmaßnahmen genutzt werden. Für den Umgang mit 'Natural Attenuation' gibt es mehrere Standards und Richtlinien (EPA 1999, ASTM 2004). Eine wichtige Voraussetzung ist der standortspezifische Nachweis sowie eine Überwachung und Quantifizierung der Prozesse, die in den technischen Protokollen von WIEDEMEIER et al. (1995, 1998) dargelegt werden.

In der Bundesrepublik Deutschland hat das HESSISCHE LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004) eine 'Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA)' verfasst, die für die organischen Schadstoffgruppen MKW, BTEX, LCKW und PAK maßgebliche Parameter zur Beurteilung und Überwachung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse aufführt und wesentliche Kriterien für die behördliche Entscheidung benennt. Die Ergebnisse des Bayerischen Forschungsverbundvorhabens 'Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehungen des natürlichen Reinigungsvermögens' des Bayerischen Staatsministeriums für

Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV) und des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (LfW) (Laufzeit Juni 2001 bis Juni 2003) mündeten in einem Merkblatt des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004). Weitere Forschungsprojekte werden im Rahmen des Förderschwerpunktes 'Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden' (KORA) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) durchgeführt.

Die Wirkungsweise natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der Wasser ungesättigten Bodenzone ist dagegen noch wenig erforscht und die Kriterienfindung bzw. Bewertung dieser Prozesse wurde bislang kaum beachtet. Zwar beschreibt die EPA-Richtlinie (1999) sehr allgemein die Anforderungen an eine Standortcharakterisierung, aber ein konkretes Untersuchungskonzept fehlt. Auch in der nationalen und internationalen Fachliteratur wurden bislang keine verallgemeinerungsfähigen Untersuchungskonzepte für die ungesättigte Bodenzone unter Feldbedingungen publiziert. Der Kenntnisstand zu Abbau- und Rückhalteprozessen in ungesättigten Böden bezieht sich meist auf Labor- und kleinräumige Feldexperimente, deren Übertragbarkeit auf Freilandbedingungen nicht geklärt ist. Darüber hinaus sind viele Untersuchungen auf ein enges Schadstoffspektrum mit jeweils wenigen Einzelverbindungen beschränkt.

Aufgrund des erheblichen Forschungsbedarfs wurde ein Forschungsprojekt konzipiert und durchgeführt, bei dem der Nachweis und die Bewertung von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen in der Wasser ungesättigten Bodenzone an einem kontaminierten Modellstandort über einen längeren Zeitraum und unter Feldbedingungen im Vordergrund stand.

1.2 Ziel und Aufgabenstellung

Das Forschungsprojekt befasst sich mit der Untersuchung und Beurteilung der Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Hinblick auf ihre gezielte, kontrollierte Nutzung zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen am Beispiel einer kontaminierten, ehemals militärisch genutzten Liegenschaft.

Auf der Grundlage einer Vorauswahl und Bewertung von insgesamt zehn verschiedenen Liegenschaften durch die BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 1998) wurde das ehemalige Tanklager (TL) Schäferhof-Süd bei Nienburg/Weser als Modellstandort ausgewählt. Die am TL Schäferhof-Süd in der Wasser ungesättigten Bodenzone, im Kapillarsaum und in der Wasser gesättigten Bodenzone nachgewiesenen MKW und BTEX stellen ein auf militärisch und zivil genutzten Standorten verbreitetes Schadstoffspektrum dar, dem somit eine standortübergreifende Bedeutung zukommt.

Auf dem Modellstandort sollte im Bereich eines hoch kontaminierten Testfeldes (ehemalige Dieselabfüllstation) der Schadstoffabbau und –rückhalt in den Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser über einen Zeitraum von drei Jahren verfolgt werden. Der Wasser gesättigten Bodenzone kam als potenziellem Austragspfad für die Schadstoffe eine wichtige Bedeutung zu. Als Vergleichsareale sollten eine geringer kontaminierte und eine unkontaminierte Kontrollfläche untersucht werden.

In einem ersten Schritt galt es, den Stand der nationalen und internationalen Forschung im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche zu ermitteln und darauf aufbauend zunächst einen allgemeinen, d.h. standortübergreifend gültigen Katalog von Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse in der Wasser ungesättigten Bodenzone zu erstellen und diese Parameter im Hinblick auf ihre Relevanz zu bewerten. Unter Berücksichtigung der standortspezifischen Gegebenheiten sollten in einem nächsten Schritt die relevanten Parameter zur Identifizierung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der Wasser ungesättigten Bodenzone am Modellstandort für die verschiedenen Kompartimente zusammengestellt, geeignete Methoden zu ihrem quantitativen Nachweis benannt und ein detailliertes Untersuchungskonzept ausgearbeitet werden.

Das Ziel des Forschungsprojektes bestand im Nachweis der Schadstoffminderung durch natürlichen Schadstoffabbau in der Wasser ungesättigten Bodenzone anhand der zuvor ausgewählten Schlüsselparameter. Auf der Grundlage der Ergebnisse der Langzeituntersuchungen sollte eine Bewertung dieser Parameter im Hinblick auf ihre Eignung als Indikatoren für mikrobiologische Abbauprozesse vorgenommen werden.

Die Untersuchungen im Rahmen des Forschungsprojektes sollten dazu beitragen, zu einer fundierten Entscheidungshilfe für oder gegen eine gezielte, kontrollierte Nutzung standortspezifischer Abbau- und Rückhalteprozesse im Hinblick auf ihre gezielte, kontrollierte Nutzung zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen – als Ergänzung oder Alternative zu technischen Sanierungsmaßnahmen – zu gelangen. Unter der Voraussetzung, dass am Modellstandort eine natürliche Schadstoffminderung nachgewiesen werden kann, sollte eine Handlungsempfehlung ausgearbeitet werden, die eine geeignete Herangehensweise zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhaltepotenzials in der Wasser ungesättigten Bodenzone benennt.

1.3 Beschreibung der Projektkonzeption

Das Gesamtprojekt des Umweltforschungsplanes 1998 (FKZ 298 76 712) gliederte sich in zwei Phasen. Die im Jahr 2000 abgeschlossene Phase I beinhaltete die Grundlagenermittlung für die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in kontaminierten Böden und im Grundwasser sowie die Entwicklung eines Arbeitsprogramms für eine fiktive ehemals militärisch genutzte Liegenschaft. Dabei wurden die stoffspezifischen Eigenschaften der für kontaminierte militärische Liegenschaften typischen Schadstoffgruppen der Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), Monoaromaten (BTEX) und halogenierten Kohlenwasserstoffe (HKW) in Datenprofilen zusammengefasst. Für die Quantifizierung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse wurden unterschiedliche Untersuchungsstrategien für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone konzipiert und Entscheidungsfaktoren für den Nachweis dieser Prozesse dargestellt. Die Ergebnisse der Phase I sind im Abschlussbericht (UMWELTBUNDESAMT 2000) ausführlich dargestellt.

In der von Februar 2001 bis März 2005 durchgeführten Phase II sollte ein auf den ausgewählten Standort TL Schäferhof-Süd zugeschnittenes Untersuchungsprogramm für den Nachweis natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ausgearbeitet und in der Praxis umgesetzt werden. Vorrangig sollte für die ausgewählten Schadstoffgruppen MKW und

BTEX das Schadstoffminderungspotenzial in der ungesättigten Bodenzone am Beispiel des Modellstandortes ausgelotet und Kriterien, Parameter und Randbedingungen für die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse an anderen Standorten vorgeschlagen werden. Die Phase II des Forschungsprojektes wurde in zwei Teilschritte untergliedert.

1.3.1 Teilschritt 1

Teilschritt 1 umfasste die vorbereitenden Arbeiten zur Durchführung des Projektes. Hierzu gehörte:

- die Erstellung eines Kriterien-/Parameterkataloges zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone, basierend auf einer Recherche der einschlägigen nationalen und internationalen Fachliteratur
- die Prüfung der vorliegenden Daten des Untersuchungsstandortes TL Schäferhof-Süd, insbesondere bezüglich der Belastungssituation mit den prioritären Schadstoffen MKW und BTEX
- die Ermittlung und Behebung von vorhabensrelevanten Kenntnislücken
- die nähere Eingrenzung eines Testfeldes im Bereich einer ehemaligen Dieselabfüllstation und die Identifizierung eines nördlich angrenzenden gering kontaminierten Vergleichsareals sowie eines unkontaminierten Vergleichsareals auf der Liegenschaft
- die Benennung von Schlüsselparametern für den Nachweis natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse am TL Schäferhof-Süd
- die Aufstellung eines detaillierten Untersuchungskonzeptes bestehend aus Probennahme- und Analysenplänen für die Untersuchungen in den Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser unter Berücksichtigung von Maßnahmen der Qualitätssicherung für die einzelnen Verfahrensschritte und Methoden.

Im Ergebnis lag nach 6 Monaten ein detaillierter Ablauf- und Untersuchungsplan für den zweiten Teilschritt vor.

1.3.2 Teilschritt 2

Teilschritt 2 umfasste die auf dem ersten Teilschritt aufbauenden Feldarbeiten zur Untersuchung standortspezifischer Abbau- und Rückhalteprozesse (Schadstoffentwicklung, Kriterien-/Parameter-Nachweis) sowie die Auswertung und Interpretation der Daten.

Zur Ermittlung des Schadstoffniveaus in der ungesättigten Bodenzone, im Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone wurde zu Beginn der Untersuchungen eine Startbeprobung im Testfeld (8 Bohrareale) und an zwei Kontrollpunkten (geringer kontaminiertes Vergleichsareal und unkontaminiertes Vergleichsareal) durchgeführt. An jeweils einem Bohrpunkt im

Testfeld und in den Vergleichsarealen wurden zusätzlich weitere bodenphysikalische, physiko-chemische und biologische Parameter untersucht. Analog der Startbeprobung wurden nach einer Projektlaufzeit von drei Jahren erneut die Schadstoffkonzentrationen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal sowie deren stofflichen Veränderungen ermittelt. Die umfangreichen Daten wurden statistisch ausgewertet und unter dem Aspekt der Schadstoffminderung durch biologischen Abbau, Auswaschung mit dem Sickerwasser und Verflüchtigung über die Bodenluft beurteilt.

Um den Austrag von Schadstoffen über die mobilen Medien Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser näher zu bestimmen und die Veränderung von Parametern, die zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse dienen, in diesen Medien zu verfolgen, wurden im Testfeld und in den Vergleichsarealen stationäre Bodenluft- und Sickerwassermessstellen eingerichtet sowie Grundwassermessstellen im An- und Abstrom des Testfeldes installiert. In einem vierteljährlichen Messzyklus wurden die Kompartimente Bodenluft und Grundwasser beprobt bzw. Vor-Ort-Messungen durchgeführt. Von jeweils März bis Dezember wurden monatlich die angefallenen Sickerwasserproben vom Standort abgeholt und nach einem Probennahme-Intervall von drei Monaten als Sammelprobe analysiert. Um die klimatischen Parameter kontinuierlich zu erfassen, wurde eine Wetterstation am Standort aufgestellt und Temperatursonden im Boden eingebaut. Die Daten wurden alle vier bis acht Wochen ausgelesen.

Die Monitoring-Daten vom TL Schäferhof-Süd wurden fortlaufend ausgewertet, so dass sowohl gewonnene Erkenntnisse als auch der weitere Forschungsbedarf zwischenzeitlich in die Projektkonzeption einfließen konnten. Dies führte unter anderem zur Aktualisierung von Analysenplänen sowie zu zusätzlich durchgeführten Messreihen, die weitere Erkenntnisse zu Probennahmestrategien und deren Bewertung im Hinblick auf den natürlichen Schadstoffabbau und –rückhalt von MKW und leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen erbrachten.

Die theoretischen Erkenntnisse aus der Literaturrecherche und die Bewertung der praktischen Erfahrungen vom Modellstandort bildeten die Grundlage für den Entwurf einer Handlungsempfehlung, die die erforderlichen Randbedingungen und notwendigen Untersuchungsschritte für die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone darstellt.

1.4 Aufbau des Berichtes

Der vorliegende Abschlussbericht stellt die Zusammenfassung der im Laufe des Projektes durchgeführten Arbeiten und gewonnenen Erkenntnisse dar. Einen Schwerpunkt bilden dabei die Ergebnisse des zweiten Teilschrittes. Der Teilschritt 1 wurde bereits ausführlich dokumentiert (UMWELTBUNDESAMT 2001, UMWELTBUNDESAMT 2004) und wird hier lediglich in einer Kurzfassung wiedergegeben.

Für den Teilschritt 2 werden - unterteilt nach den untersuchten Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser - jeweils die Probennahme- und Analysenmethoden benannt und unter Aspekten der Qualitätssicherung bewertet. Im nachfolgenden Abschnitt werden die Untersuchungsschritte auf dem Modellstandort TL Schäferhof-Süd und

die Ergebnisse der Start- und Endbeprobung bzw. des Verlaufsmonitorings ausführlich dargestellt. Abschließend folgt die Interpretation der Ergebnisse unter Berücksichtigung der Qualität und Plausibilität der Daten und im Hinblick auf das natürliche Schadstoffminderungspotenzial am Standort. Die aus dem Gesamtüberblick der verschiedenen Kompartimente resultierenden Erkenntnisse werden in den Schlussfolgerungen zusammengefasst und die sich daraus ergebenden weiteren Handlungsoptionen sowie der Forschungsbedarf aus Sicht der Forschungsnehmer aufgezeigt.

Der Anhang enthält eine Zusammenstellung der Einzelergebnisse sowie ergänzende Tabellen, Pläne und Anweisungen. Sämtliche während der Projektlaufzeit erstellten Zwischenberichte und Unterlagen (Schichtenverzeichnisse, Probennahmeprotokolle, Laborberichte etc.) können beim Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT), Bremen eingesehen werden. Auf Anfrage können Kopien der Dokumente kostenpflichtig bezogen werden.

Die im Forschungsprojekt erarbeitete 'Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone' wurde aus diesem Abschlussbericht ausgegliedert. Sie ist als separates Dokument auf den Internetseiten des Umweltbundesamtes (http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/start.htm) abrufbar.

2 Teilschritt 1

2.1 Allgemeiner Kriterien-/Parameterkatalog

Auf der Grundlage einer umfangreichen Literatur-Recherche wurde ein allgemeiner Kriterien- und Parameterkatalog zur Identifizierung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone erstellt und eine Bewertung der insgesamt 40 verschiedenen Parameter (Kontaminanten, hydrogeologische Parameter, Bodenparameter, physiko-chemische und biologische Parameter, Elektronenakzeptoren, Nährstoffe etc.) bezüglich ihrer grundlegenden Funktionen und ihrer Auswirkungen auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse vorgenommen. Die ausführliche, aktualisierte Literatur-Studie (UMWELTBUNDESAMT 2004) ist auf den Internet-Seiten des Umweltbundesamtes verfügbar und in gedruckter Form in der Reihe TEXTE (Nr. 49/04) des Umweltbundesamtes erschienen.

Die Zusammenstellung des **Kriterien-/Parameter-Kataloges** basierte auf einer 2001 durchgeführten Recherche in der nationalen und internationalen Fachliteratur. Insgesamt wurden ca. 75 verschiedenen Datenbanken abgefragt. Die Suchstrategie basierte auf der Auswahl von Schlüsselbegriffen ('natural attenuation', 'bioremediation', 'biodegradation', etc.), die durch Kombination mit Zusatzstichworten ('unsaturated zone', 'vadose zone', 'TPH', 'petroleum', 'BTEX', etc.) eingeschränkt wurden. Die Auswertung der Literaturquellen und die Beurteilung der Einzelparameter erfolgten unter Berücksichtigung von Qualität und Umfang der Daten, Randbedingungen und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Im August 2004 wurde die Literaturrecherche durch erneute Abfrage kostenfreier Datenbanken aktualisiert.

Als Einflussparameter für den Schadstoffabbau und -rückhalt sind zunächst die **Kontaminanten** selbst zu betrachten (MKW, BTEX und andere Alkylbenzole, Metabolite, Begleitkontaminationen). Die Literaturrecherche zeigte, dass sich insbesondere Art, Konzentration und Zusammensetzung der Kontamination auf die Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone auswirkt.

Unter den **hydrogeologischen Parametern** sind die Sickerwasserrate und der Grundwasserflurabstand wichtige Einflussgrößen für den Transport und die Verteilung von Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone bzw. den Austrag der Schadstoffe ins Grundwasser. Korngrößenverteilung, Porenanteil, Durchlässigkeitsbeiwert und Wassergehalt sind die entscheidenden bodenphysikalischen Parameter, die die Mobilität und Verfügbarkeit von Kontaminanten und abbaustimulierenden Stoffen, wie z.B. Sauerstoff und Nährstoffe, beeinflussen. Der Anteil an Humus und Tonmineralen im Boden bestimmt den Grad der (reversiblen) Sorption von MKW/ BTEX und damit die Verweilzeit der Schadstoffe im Boden.

Die **physiko-chemischen Parameter** bestimmen das mikrobiologische Milieu und nehmen Einfluss auf Verteilung und Austrag der Kontaminationen im Boden. Sauerstoff und Nitrat sind die wichtigsten Elektronenakzeptoren beim Abbau von MKW und BTEX in der ungesättigten Bodenzone. Der Sauerstoff-Verbrauch und die daran gekoppelte Kohlendioxid-Produktion lassen Rückschlüsse auf den mikrobiellen Schadstoffabbau zu. Sauerstoffgehalte kleiner 1-5 Vol.-% in der Bodenluft können sich hemmend auf den Abbau auswirken. Bei

Sauerstoffdefizit und unter anaeroben Bedingungen wird Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor für mikrobielle Abbauprozesse genutzt.

Unter den **Klima- und Milieufaktoren** wirken sich vor allem eine Steigerung der Temperatur, neutrale pH-Werte und eine ausreichende Nährstoffversorgung (Stickstoff, verfügbares Phosphat) im Boden positiv auf biologische Abbauraten von Schadstoffen aus. Organische Kohlenstoffverbindungen im Boden und Bodeneluat (gemessen als TOC und DOC) nehmen als Elektronendonatoren Einfluss auf den cometabolischen Abbau von Schadstoffen.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Bodenproben über die 'Bodenatmung' stellt aufgrund des direkten Zusammenhanges mit Abbauprozessen von MKW und BTEX einen wichtigen **biologischen Parameter** dar. Als Indikator für die mikrobielle Aktivität im Boden kann auch die Dehydrogenase-Aktivität eingesetzt werden. Die Nitrifikation kann als sensitiver Indikator für die Bodentoxizität herangezogen werden. Eine Messung der potenziellen Nitrifikation gibt in Kombination mit den Stickstoffgehalten im Boden wichtige Hinweise auf den Anteil nitrifizierender bzw. denitrifizierender Prozesse im Boden.

Zur Auswahl der **Schlüsselparameter** für natürliche Selbstreinigungsprozesse wurde ein Bewertungskatalog zusammengestellt (Tab. 2.1), der die prinzipielle Relevanz der jeweiligen Parameter (Voreinstufung) und die Ergebnisse der Literaturrecherche berücksichtigt. Mit den folgenden Erläuterungen sollen die Bewertungskriterien transparent gemacht werden. Die Einstufung der Parameter erfolgte unabhängig von individuell variierenden Standorteinflüssen und hat somit einen allgemeinen, das heißt standortübergreifenden Charakter.

Erläuterungen zum Bewertungskatalog

Relevanz nach Voreinstufung: Bewertung der grundlegenden Eigenschaften und Auswirkungen eines Parameters unmittelbar auf natürliche Selbstreinigungsprozesse oder auf andere für natürliche Selbstreinigungsprozesse wichtige Parameter unter den für mitteleuropäische Verhältnisse relevanten Bedingungen.

So kann sich beispielsweise der Parameter 'Stickstoffquellen/Ammonium' auf den biologischen Schadstoffabbau auswirken, weil er in der Nährstoffversorgung der Böden und damit für das Bakterien-Wachstum eine sehr wichtige Rolle spielt. Andere Parameter wie z.B. 'Salinität' werden unter dem auf mitteleuropäische (Klima-)Verhältnisse bezogenen Bewertungsmaßstab als weniger relevant eingestuft, als dies in Regionen mit versalzten Böden der Fall wäre.

Relevanz nach Literaturrecherche: Bewertung der Literaturquellen aus der Literaturrecherche nach Datenlage, Aussagekraft für natürliche Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.

Unter den genannten Kriterien wurden Aussagekraft und Reproduzierbarkeit stärker gewichtet als die Anzahl der veröffentlichten Untersuchungen zu dem jeweiligen Parameter.

Kompartiment/Matrix: Auflistung der für den jeweiligen Parameter zu berücksichtigenden Kompartimente 'Boden', 'Bodenluft', 'Sickerwasser', 'Grundwasser', 'Niederschlagswasser' und 'Luftatmosphäre'.

Relevanz für 'Natural Attenuation': Gesamtbewertung der jeweiligen Parameter nach Voreinstufung und Literaturrecherche.

Verschiedene Faktoren und Überlegungen sind in die Diskussion eingegangen, die nach Abwägung der Einflüsse auf natürliche Selbstreinigungsprozesse und der Betrachtung des Parameters im Gesamtzusammenhang zu der Bewertung geführt haben.

Bei der Übertragbarkeit des Kataloges auf konkrete Fälle ist die Relevanz der Parameter für natürliche Selbstreinigungsprozesse in Abhängigkeit vom Standort und vom vorliegenden Wissensstand, zum Beispiel aus bereits erfolgten Untersuchungen, gegebenenfalls anders einzustufen. Ebenso ist fachlich und technisch zu prüfen, welche der in der Liste genannten Kompartimente sich für die Bestimmung der jeweiligen Schlüsselparameter anbieten.

Tab. 2.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse

Einteilung	Einzelparameter	Relevanz nach Vor-einstufung	Relevanz nach Literatur-recherche	Kompartiment/ Matrix[*1]	Relevanz für 'Natural Attenuation'	Bemerkung
Kontamin./ Metabolite	Kohlenwasserstoffe (KW)	+ + +	+ + +	B, BE, SW, GW	+ + +	Charakterisierung der Belastungssituation
	KW-Identifizierung	+ + +	+ +	B	+ + +	Charakterisierung d. stoff-lichen Zusammensetzung
	n-Alkane	+ + +	+ +	BL	+ + +	Charakterisierung leichtflüchtiger Bestandteile
	BTEX	+ + +	+ + +	B, BL, SW, GW	+ + +	Charakterisierung der Belastungssituation
	Benzoesäure	+ + +	+	B, SW, GW	+ + +	Charakterisierung des biologischen Abbaus
	Begleitkontaminationen	+ +	+	B, GW	+ +	Charakterisierung der Belastungssituation
Hydrogeol. Parameter	GW-Flurabstand / Mächtigkeit d. ungesättigten Bodenzone	+ + / + + +	+	GW / B	+ + / + + +	Einfluss auf potenziellen Austrag der Kontamination
	Sickerwasserrate/ GW-Neubildungsrate	+ + / + + +	+ +	SW / GW	+ + / + + +	Einfluss auf Verteilung der Kontamination im Boden
	Kapillarkraft	+ +	+ +	B (BW)	+ +	Einfluss auf Verteilung der Kontamination im Boden
Bodenkundl. Parameter	Bodenart/ Korngrößenverteilung	+ + / + + +	+ + / + + +	B	+ + / + + +	Schadstoffsorption und Bioverfügbarkeit
	Schichtenaufbau, -mächtigkeit	+ +	+ +	B	+ +	Einfluss auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination
	Gefüge	+ +	+ +	B	+ +	Einfluss auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination
	Porenanteil	+ + / + + +	+ + / + + +	B	+ + / + + +	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer
	Durchlässigkeitsbeiwert	+ +	+ +	B	+ +	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer
	Humusgehalt	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark humosen Böden höher
	Tonmineralgehalt	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark tonigen Böden höher
	Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden	+	+	B	+	Indikator für Schadstoffsorption
	Kationenaustauschkapazität	+ +	+ +	B	+ +	Relevanz bei stark tonigen Böden höher
	Salinität	+	+	B	+	Relevanz bei versalzten Böden höher
	Bodenfeuchte/ Trockensubstanz	+ + +	+ + +	B	+ + +	Milieuindikator

Bewertungsschema

hohe Relevanz	+ + +
mittlere Relevanz	+ +
geringe Relevanz	+

[*1] B = Boden, BE = Bodeneluat, BL = Bodenluft, BW = Bodenwasser, GW = Grundwasser, L = Luftatmosphäre, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

Tab. 2.1: Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Selbstreinigungsprozesse (Fortsetzung)

Einteilung	Einzelparameter	Relevanz nach Vor-einstufung	Relevanz nach Literatur-recherche	Kompartiment/ Matrix[*1]	Relevanz für 'Natural Attenuation'	Bemerkung
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	+ + +	+ + +	B, L, GW	+ + +	Milieuindikator im Boden, Klimafaktor
	Luftdruck	+	+	L	+	Klimafaktor
	Niederschlagsmenge	+ +	+ +	NW	+ +	Einfluss auf Schadstoff-verteilung und -austrag
	Leitfähigkeit	+ +	+	SW, GW	+ +	Indikator für Ionengehalte
	pH-Wert	+ + +	+ + / + + +	B, SW, GW	+ + / + + +	Milieuindikator
	Redoxpotential	+ + +	+ + +	GW	+ + +	Milieuindikator
	Sauerstoff	+ + +	+ + +	BL, GW	+ + +	Elektronenakzeptor
	Kohlendioxid	+ + +	+ + +	BL	+ + +	Endprodukt bei aeroben biol. Abbauprozessen
	Nitrat	+ + +	+ + +	B, SW, GW	+ + +	Nährstoff, altern. Elektronenakzeptor
	Eisen	+ +	+ +	SW, GW	+ +	Elektronenakzeptor (anaerob)
	Sulfat	+ / + +	+ +	SW, GW	+ / + +	Elektronenakzeptor (anaerob)
	Stickstoffquellen/ Ammonium	+ + +	+ +	B	+ + / + + +	Nährstoff
	verfügbares Phosphat	+ + +	+ +	B, SW, GW	+ + / + + +	Nährstoff
	TOC/ DOC	+ + +	+ +	B, SW, GW	+ + / + + +	Indikator für Schadstoffsorption
	Karbonatgehalt/ Säurekapazität	+ +	+ +	B, SW, GW	+ +	Pufferkapazität
	Molekularer Wasserstoff	+	+	BL	+	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
	Schwefelwasserstoff	+	+	BL, GW	+	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
	Methan	+	+ +	BL, GW	+ / + + +	Relevanz bei anaerobem Abbau höher
Biologische Parameter	Bodenatmung	+ + +	+ + +	B	+ + +	Indikator für den mikrobiol. Abbau organ. Substanzen
	Dehydrogenase-Aktivität	+ +	+	B	+ +	Indikator für den mikrobiol. Abbau organ. Substanzen
	Potentielle Nitrifikation	+ +	+ +	B	+ +	Indikator für die Bodentoxizität
	Bakterienzahl	+ +	+ +	B	+ +	Indikator für das mikrobiol. Milieu

Bewertungsschema

hohe Relevanz	+ + +
mittlere Relevanz	+ +
geringe Relevanz	+

[*1] B = Boden, BE = Bodeneluat, BL = Bodenluft, BW = Bodenwasser, GW = Grundwasser, L = Luftatmosphäre, NW = Niederschlagswasser, SW = Sickerwasser

2.2 Untersuchungsfläche

2.2.1 Standortbeschreibung

Der Standort Tanklager Schäferhof wird durch die topografische Karte TK25, Blatt 3321 Nienburg/Weser abgedeckt und in seiner Lage durch die Gauß-Krüger-Koordinaten (Flächenmittelpunkt) bestimmt: R 35 12 125, H 58 30 625.

Der Standort liegt im Landkreis Nienburg/Weser ca. 2,5 km südwestlich der Stadt Nienburg. Er wird begrenzt durch die Bahnstrecke Minden-Nienburg im Südosten, die Weser im Westen und die Siedlung Schäferhof im Nordosten. Die Bundesstrasse B 215 trennt das Areal in einen Nordteil mit ca. 60 ha Fläche und einen ca. 27 ha großen Südteil (s. Anhang 1.1). Naturräumlich befindet sich der Standort innerhalb der Talniederung der Mittelweser.

Die Morphologie des Standortes wird größtenteils von einer flachen, aus Flugsanden gebildeten Anhöhe geprägt mit durchschnittlichen Geländehöhen von 30 bis 32 m NN. Eine grobe geologisch-hydrogeologische Charakterisierung kann wie folgt vorgenommen werden:

- Ablagerungen in Talniederung der Mittelweser
- Quartäre Sedimente bestehend aus holozänen Inlandsdünen, weichselzeitlicher Niederterrasse, saalezeitlichen Sedimenten auf tertiärer Basis
- Quartäre Sande bilden den oberen freien Grundwasserleiter mit 50 – 70 m Mächtigkeit
- Grundwasserflurabstand 4 – 17 m
- Grundwasserfließrichtung Nordwest in Richtung Weser;
  Durchlässigkeitsbeiwert 1 x 10^{-4} m/s

Die historische Entwicklung des Standortes lässt sich wie folgt beschreiben:

1935 – 1945	erbaut und als Treibstoffdepot betrieben durch die wirtschaftliche Forschungsgemeinschaft mbH (Wifo).
1944	Bombardierung durch die US Air Force
1945	Sprengungen durch die Deutsche Wehrmacht
1945 – 1976	Nutzung des Tanklagers durch britische Streitkräfte, Einstellung des Lagerbetriebes im Südteil
1976	Übernahme durch die Bundeswehr, Sanierung und Erneuerung des Geländes
1986	Erweiterung der Lagerkapazität des Nordteils von 49.500 m³ auf 79.200 m³
bis 1990	Instandsetzung des gesamten Nordteils des Tanklagers in 2 Bauabschnitten
1990	Entfernung und Entsorgung der Mineralölprodukte aus zerstörten unterirdischen Pumpstationen und der Flugbenzinmischanlage

1990 – 1999	Boden- und Grundwasseruntersuchungen zur Charakterisierung der Belastungssituation durch tanklagertypische Schadstoffe
1995 – 2001	Rückbau der unterirdischen Tankanlagen, Rohrleitungen und Gebäude im Südteil

Im Rahmen der Boden- und Grundwasseruntersuchungen wurden auf dem Gelände des TL Schäferhof-Süd insbesondere im Südteil erhebliche Verunreinigungen vorrangig durch Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und BTEX-Aromaten belegt. Betroffen sind die Wasser ungesättigte Bodenzone, der Kapillarsaum und die Grundwasser führenden Bodenschichten.

Es liegt umfangreiches Datenmaterial zur Belastungssituation der ungesättigten und gesättigten Bodenzone am Standort Schäferhof-Süd vor. Dazu haben zum einen Untersuchungen des Tanklagers, zum anderen Sondierungskampagnen des Amtes für Wehrgeologie sowie eine detaillierte Dokumentation von Rückbaumaßnahmen beigetragen.

Für den überwiegenden Südteil des Standortes Schäferhof inklusive des ausgewählten Testfeldes (ehemaliges Gebäude 49) war 2001 keine kurzfristige Nutzung geplant, so dass störende Einflüsse auf die Durchführung des Untersuchungsprogrammes nicht zu erwarten waren.

2.2.2 Beschreibung des Testfeldes und der Vergleichsareale

Auf dem Südteil des Tanklagers Schäferhof konnte als geeignetes **Testfeld** der Bereich des ehemaligen Gebäudes Nr. 49 identifiziert werden (s. Anhang 1.1). Bei dem Gebäude handelte es sich um eine Dieselabfüllstation mit Lagerschuppen, die durch die britischen Streitkräfte nach 1945 errichtet wurde. Vor 1990 erfolgte der Abbruch des Gebäudes bis zur Bodenplatte, die erst im Laufe des Rückbaus des Südteils 1995 abgebrochen wurde. Beim Rückbau wurde stark kontaminierter Boden auf einer Fläche von ca. 10 x 25 m ab einer Tiefe von 1,30 m angetroffen. Die ermittelten MKW-Gehalte lagen zwischen 87 und 5.450 mg/kg TS, die BTEX-Gehalte zwischen 1,5 und 109 mg/kg TS.

Nach Abbruch der Betonfläche im August 1995 wurde die Fläche planiert und mit einer wasserundurchlässigen Folie abgedeckt. Die seitlichen Schächte an der Betonfläche wurden in diesem Schritt noch nicht abgebrochen. Der Rückbau der Schächte erfolgte erst während einer Baumaßnahme im Winter 2001. Die Folie wurde im Januar 2001 nach Absprache mit den zuständigen Stellen entfernt, damit sich ein natürliches Bodenmilieu (Bodenfeuchte) einstellt.

Von den Forschungsnehmern durchgeführte Rammkernsondierungen im Bereich der Längsachse der ehemaligen Bodenplatte des Gebäudes 49 (Juni 1999) und an den Eckpunkten des geplanten Testfeldes (März 2001) zeigten vergleichbare Kontaminationsverteilungen (< 20 bis 9.200 mg MKW/kg TS). Störende Begleitkontaminationen (EOX, Schwermetalle, Phenole, PAK, PCB) wurden nicht nachgewiesen.

Parallel zur Eingrenzung des Testfeldes wurden ein unbelastetes sowie ein schwach belastetes Areal zur Durchführung von vergleichenden Untersuchungen festgelegt (s. Anhang 1.1). Die Voruntersuchungen zeigten, dass sich nördlich an das Testfeld ein gering belasteter Bereich anschließt. Zwei Rammkernsondierungen (März 2001) bestätigten die Eignung als Vergleichsfläche (**Vergleichsareal kontaminiert**). Die MKW-Gehalte (ISO TR 11046) der ungesättigten Bodenzone lagen hier unter 1000 mg/kg TS. Nordwestlich des Testfeldes wurde zeitgleich ein unbelasteter Bereich mit Hilfe einer Rammkernsondierung identifiziert (**Vergleichsareal unkontaminiert**) (s. Anhang 1.1). Die MKW-Konzentrationen (ISO TR 11046) lagen bis zum Grundwasseranschnitt unterhalb von 20 mg/kg TS.

Die aufgeschlossene Schichtenabfolge bestätigte die geologischen Verhältnisse, wie sie für den Standort und insbesondere das Testfeld anhand der vorangegangenen Untersuchungen erwartet wurden. In der ungesättigten Bodenzone stehen überwiegend Mittelsande mit Anteilen von Fein- und Grobsanden an. Außer den standortspezifischen Randbedingungen lagen keine detaillierten Angaben zu weiteren Kriterien und Parametern vor, die einen Einfluss auf die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse nehmen können.

Für die Wasser gesättigte Bodenzone im Untersuchungsgebiet ermöglichten die bereits zuvor erfolgten Beprobungen vorhandener Grundwassermessstellen (B 8, B 11, B 12, B 13) einen ersten Eindruck über die Kontaminationsverteilung. Die räumliche Eingrenzung der Schadstofffahne war auf der Basis der bestehenden Messstellen allerdings nicht durchführbar. Die im quartären Lockergesteinsaquifer von ca. 4 m u. GOK bis zur Endtiefe von maximal 12 m u. GOK durchgehend verfilterten Messstellen erlaubten lediglich eine über die gesamte Filterstrecke gemittelte Probennahme. Die physikalischen Eigenschaften der vorhandenen Schadstoffe, die als Mineralölkohlenwasserstoffe eine geringere Dichte als Wasser besitzen, ließen aber eine Kontamination der oberen Bereiche der Wasser gesättigten Zone erwarten. Nach dem damaligen Kenntnisstand war von einem Kontaminationsschwerpunkt (MKW, BTEX) im Testfeld im Bereich der Grundwasserschwankungszone zwischen 4,0 m und 6,0 m u. GOK und einer nach West-Nordwest gerichteten Grundwasserfließrichtung auszugehen. Die im Zeitraum von Januar 1999 bis März 2001 erhobenen Daten zeigten stark schwankende Schadstoffgehalte und Grundwasserstände an. Die im Juni 2000 und März 2001 von der Universität Frankfurt durchgeführten Untersuchungen des Grundwassers auf aromatische Säuren (Metabolite) belegten das generelle Vorhandensein von biologischen Abbauprozessen bei den aromatischen Kohlenwasserstoffen.

2.3 Untersuchungsprogramm am TL Schäferhof-Süd

Nach dem Bewertungskatalog der Parameter mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse wurden unter Berücksichtigung standortspezifischer Kriterien die für das Untersuchungsgebiet TL Schäferhof-Süd relevanten Schlüsselparameter in den jeweiligen Kompartimenten zusammengestellt (Tab. 2.2).

Tab. 2.2: Schlüsselparameter zur Identifizierung natürlicher Selbstreinigungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone am Standort Tanklager Schäferhof-Süd.

	Schlüsselparameter	Kompartimente
Kontaminanten/ Metabolite	Kohlenwasserstoffe (KW)	B, SW, GW
	KW-Identifizierung	B
	n-Alkane	BL
	BTEX	B, BL, SW, GW
	Benzoesäure	B, SW, GW
Hydrogeologische Parameter	Grundwasserflurabstand	GW o. B
	Sickerwasserrate	NW (SW, GW)
Bodenkundliche Parameter	Bodenart/ Korngrößenverteilung	B
	Schichtaufbau, -mächtigkeit	B
	Porenanteil	B
	Durchlässigkeitsbeiwert	B
	Bodenfeuchte/Trockensubstanz	B
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	B, L, GW
	Luftdruck	L
	Niederschlagsmenge	NW
	Leitfähigkeit	SW, GW
	pH-Wert	B, SW, GW
	Redoxpotenzial	SW, GW
	Sauerstoff	BL, GW
	Kohlendioxid	BL
	Nitrat	B, SW, GW
	Gesamtstickstoff/ Ammonium	B
	verfügbares Phosphat	B, SW, GW
	Eisen	B, SW, GW
	Sulfat	SW, GW
	TOC/ DOC	B, SW, GW
	Karbonatgehalt, Säurekapazität	B, SW, GW
Biologische Parameter	Bodenatmung	B
	Dehydrogenase- Aktivität	B
	Potenzielle Nitrifikation	B

*B= Boden, BL= Bodenluft, GW= Grundwasser, NW= Niederschlagswasser, SW= Sickerwasser

Unter den Schlüsselparametern sind neben den Parametern mit 'hoher Relevanz' (vgl. Tab. 2.1) **weitere Parameter** mit 'mittlerer Relevanz' für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse **aufgenommen** worden: Schichtmächtigkeit, Durchlässigkeitsbeiwert, Niederschlagsmenge, Leitfähigkeit, Eisengehalt, Dehydrogenase-Aktivität und potenzielle Nitrifikation. Die genannten Parameter liefern Informationen, die durch andere Parameter nicht abgedeckt waren, aber für die Beurteilung des Bodengefüges und -milieus als bedeutend eingeschätzt wurden. Anstelle einer aufwendigen Untersuchung von Mikroorganismen (Bakterienzellzahlen) wurde die mikrobielle Biomasse über die Bodenatmung bestimmt. Für die Grundwasser- und Sickerwasserproben ist zusätzlich der Parameter Karbonathärte/ Säurekapazität einbezogen worden, da er Informationen über das durch biologische Abbauprozesse gebildete Kohlendioxid im Wasser und die Pufferwirkung liefert.

Andere Parameter konnten wiederum aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen am Standort aus dem Katalog der Schlüsselparameter **ausgeschlossen** werden:

- Begleitkontaminationen liegen nach der Deklarationsanalytik (LAGA) nicht bzw. in zu vernachlässigenden Konzentrationen vor.
- Die Bestimmung der Korngrößenverteilung wurde aufgrund homogener Bodenverhältnisse in minimaler Anzahl durchgeführt.
- Das ungegliederte kompakte Gefüge der Böden am Standort (ohne Trennflächengefüge, d.h. keine Schicht-/Schiefer- oder Kluftflächen, keine Störungen) kann als Einflussfaktor außer Acht gelassen werden.
- Humusgehalt und Tonminerale werden nicht separat bestimmt, sondern aufgrund der überwiegend geringen Humus- und Tongehalte im Boden bei der Bestimmung der Bodenart bzw. Korngrößenfraktionierung mit angegeben.

Für die Untersuchungen in den Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser sowie der klimatischen Parameter am Standort TL Schäferhof-Süd wurden detaillierte Probennahme- und Analysenpläne zusammengestellt. Die Beprobungspläne beinhalten gemäß der Arbeitshilfe zur Qualitätssicherung der Bund- Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2002) die Festlegung der Beprobungspunkte in den einzelnen Medien, die Lage der Probennahme-Punkte, die Proben-Bezeichnung und den Probennahme-Zeitpunkt. Die Analysenpläne geben eine Übersicht über die Anzahl der Analysen pro Parameter, die Probenvorbereitung und die verwendeten Methoden und Vorschriften.

Als allgemeine Maßnahmen zur **Qualitätssicherung bei der Probengewinnung** sind folgende qualitätssichernde Maßnahmen nach LABO (2002) zu beachten:

- Reinigungsvorschriften für das Probennahmegerät
- Qualitätssicherungsproben (Blindwerte, Doppelbestimmungen, etc.)
- Probenbeschriftung (vorbereitete Etiketten)
- Festlegung der zu füllenden Probennahmegefäße
- ggf. Vor-Ort-Aufbereitung und/oder Stabilisierung
- Lagerbedingungen der Proben bis zum Abtransport
- Festlegung der Lagerzeiten von der Probennahme bis zur Messung
- Transportbedingungen für die Proben
- Dokumentation der Probennahme

Als allgemeine Maßnahmen zur **Qualitätssicherung bei der Vor-Ort-Analytik und Laboranalytik** sind folgende qualitätssichernde Maßnahmen nach LABO (2002) zu beachten:

- Probeneingang (Zustand, Temperatur, Stabilisierung)
- Dokumentation der Probenvorbereitung
- Dokumentation der Abweichung von den Prüfvorschriften
- Überprüfung des Gerätes
- Ermittlung der Bestimmungsgrenze
- Kalibrierung
- Dokumentation der Messergebnisse
- Blindwertbestimmungen
- Doppelbestimmungen

Eine detaillierte Beschreibung der Probennahme und Analytik sowie spezieller Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei den verwendeten Methoden und Techniken erfolgt bei der Darstellung des zweiten Teilschrittes (Kap. 3).

Für den Ablauf der Untersuchungen im 2. Teilschritt wurde ein Flussdiagramm erstellt, das die wichtigsten Handlungsstränge und Arbeitspakete zeigt. Die im Laufe der Untersuchungen nochmals aktualisierte Version ist in Abb. 2.1 dargestellt.

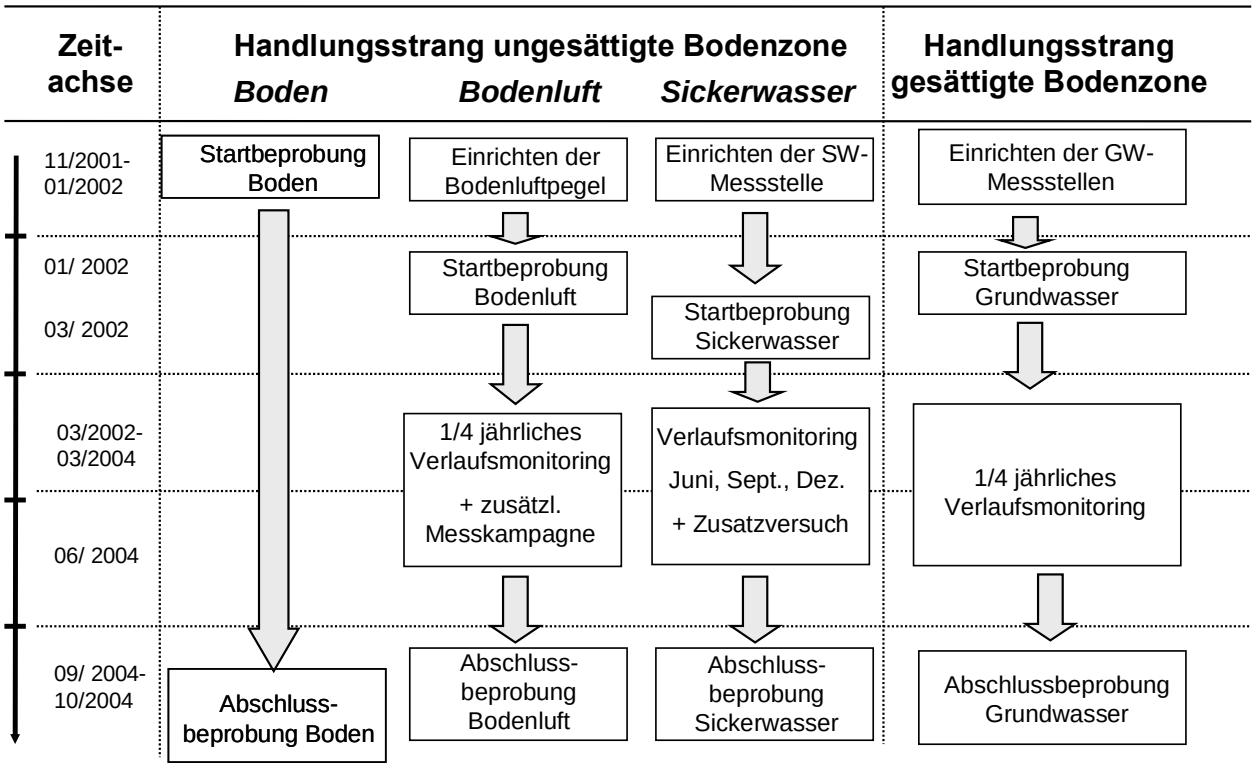


Abb. 2.1 Flussdiagramm für die Durchführung der Feldarbeiten im zweiten Teilschritt.

3 Teilschritt 2

3.1 Boden

3.1.1 Untersuchungsmethoden

3.1.1.1 Probennahme

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte in zwei Feldkampagnen, einer Startbeprobung zwischen November 2001 und Januar 2002 und einer Endbeprobung im Oktober 2004. Um Störungen der natürlichen Selbstreinigungsprozesse zu vermeiden, wurde von einer Verlaufsbeprobung abgesehen. Im Bereich des Testfeldes wurden 8 Bohrareale, in den Vergleichsarealen jeweils 1 Bohrareal mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt (vgl. Anhang 1.2). Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen zum Zeitpunkt der Start- und Endbeprobung durchgeführt. Die Bohrungen innerhalb der festgelegten Bohrareale sollten einerseits genügend Abstand aufweisen, um sich nicht gegenseitig zu beeinflussen. Andererseits sollten eine Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse der parallel entnommenen Proben sowie der Ergebnisse der Start- und Endbeprobung in einem Bohrareal gewährleistet sein.

Die Rammkernsondierungen (DN 100) wurden im Allgemeinen bis zu einer Tiefe von 6 m u. GOK abgeteuft. Bei der Abschlussbeprobung wurden in zwei Bohrarealen im Testfeld Bodenproben bis 8 m u. GOK entnommen. Die zunächst geplante Abschlussbeprobung im unkontaminierten Vergleichsareal wurde nicht durchgeführt. Die Bohrlöcher wurden direkt nach den Bohrarbeiten mit Ton-Pellets verfüllt.

Zur Vermeidung von Sauerstoffzutritt und Ausgasungsverlusten leicht flüchtiger Substanzen wurden Schlauchkern-Bohrungen (DIN 4021) mit Kunststofflinern durchgeführt. Die Entnahme der Proben aus den Linern erfolgte gemäß LABO (2002; Teilthema 2.2: Gewinnung von Boden-, Bodenluft und Grundwasserproben) sowie den "Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemische Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften" (BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG 2001 a). Das Öffnen der PE-Liner und die Probennahme für die Analytik wurden an der Untersuchungsstelle (Umweltschutz Nord/ alphacon) durchgeführt. Die Liner (Länge 1 m) wurden mittels einer Tischkreissäge an zwei gegenüberliegenden Stellen durch Längsschnitte bis auf eine verbleibende Wandstärke von ca. 1 mm eingeschnitten. Anschließend wurde mit Hilfe eines Messers die restliche Wandung zerschnitten und der Liner mit dünnen Edelstahlplatten in zwei Hälften geteilt. Von einer Bohrkernhälfte wurde unmittelbar nach dem Öffnen eine Intervallprobe (s. u.) genommen und durch mehrmaliges Schütteln (Dauer maximal 10 Sekunden) in einem 10 l-Eimer homogenisiert. Direkt im Anschluss erfolgte die Probeneinwaage für die Schadstoffanalytik. Die zweite Bohrkernhälfte diente zur Aufnahme der Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile nach DIN 4022-1/ DIN 4023.

3.1.1.2 Analytik

Die Auswahl der **Analysenmethoden** (vgl. Tab. 3.1) orientierte sich an den in der BBodSchV (1999) und von der BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001 a) aufgeführten sowie in LABO (2002, bei der Startbeprobung LABO 2000-10) vorgeschlagenen Normen. Für die Bestimmung der Mineralölkohlenwasserstoffe wurde in Absprache mit dem Umweltbundesamt die DIN ISO 16703 (E 03.2002) als Methode der Wahl festgelegt. Bei der Startbeprobung wurde als Vergleichsmethode die ISO TR 11046 (06.1994) für eine Probe pro Bohrareal angewendet. Die Ergebnisse dieser Methode lagen bei Gehalten größer 1000 mg/kg etwa 20-30 % unter den nach DIN ISO 16703 bestimmten MKW-Gehalten, bei Gehalten kleiner 1.000 mg/kg sogar bis zu 70 % (Gehalte nahe der Bestimmungsgrenze wurden nicht berücksichtigt).

Tab. 3.1: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenproben.

Parameter	**Methode**	**Bestimmungsgrenze**
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN ISO 16703 und ISO TR 11046	100 mg/kg TS
KW-Identifizierung	Hausverfahren Umweltschutz Nord/ alphacon	
KW-Eluat	DIN 38414 -S4	0,1 mg/l
BTEX (Alkylbenzole)	DIN 38407- F9	100 µg/kg TS
Benzoesäure	Hausverfahren Umweltschutz Nord/ alphacon	0,4 mg/kg TS
Bodenart	DIN 4022-1/ 3, DIN 18196	
Korngrößenverteilung	DIN 18123	
Schlämmkornanalyse	DIN 18123	
Schichtaufbau, -mächtigkeit	DIN 4022-1/3	
Porenanteil	DIN 19683 Bl. 13	
Durchlässigkeitsbeiwert	DVGW Merkbl. W113	
Bodenfeuchte/ TS	DIN ISO 11465	
Temperatur	Messfühler	
pH-Wert	DIN ISO 10390	
Nitrat, Ammonium	DIN-38409-H28 / VD Lufa-Methodenb. Bd. 1	2 mg/kg TS (als N)
Gesamtstickstoff	DIN ISO 11261	50 mg/kg TS (als N)
verfügbares Phosphat	PMB(Blau-)Meth., VD Lufa-Methodenb. Bd. 1	30 mg/kg TS (als P_2O_5)
Eisen	DIN EN ISO 11885	4 mg/kg TS
TOC/ DOC	DIN ISO 10694	4 mg/kg TS
Karbonatgehalt	DIN ISO 10694	10 mg/kg TS
Bodenatmung	DIN 19737	10 mg CO_2/kg TS* d
Dehydrogenase- Aktivität	DIN 19733-1	0,004 TPF/g*TS*x16h
Potenzielle Nitrifikation	DIN ISO 14238	2,5 mg/kg TS

Da für die Analytik der Benzoesäure keine Prüfungsvorschrift nach DIN existiert, wurde durch Umweltschutz Nord eine Hausmethode (s. Anhang 2.4) entwickelt und an den Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd getestet. Die Analytik ist bei einer Bestimmungsgrenze von 500 µg/kg TS problemlos mit HPLC durchzuführen.

Zur **internen Qualitätskontrolle** wurde bei der MKW-Analytik nach DIN ISO 16703 und bei der BTEX-Analytik nach DIN 38407- F9 eine Doppelbestimmung pro Bohrpunkt an den Proben aus 2-3 m Profiltiefe durchgeführt. Die Standardabweichungen der Proben vom Mittelwert lagen bei der Startbeprobung mit Ausnahme jeweils einer Probe für MKW < 10 %, für BTEX und Alkylbenzole < 25% (vgl. Anhang 2.3). Die bei der Abschlussuntersuchung durchgeführten Doppelbestimmungen ergaben für MKW, BTEX und Alkylbenzole (Summe der Aromaten) Standardabweichungen unter 5 % vom Mittelwert. Ausgehend von diesen Stichproben kann angenommen werden, dass die Intervallproben für die Analytik ausreichend homogenisiert wurden.

Für die **externe Qualitätskontrolle** wurden bei der Startbeprobung zusätzliche MKW- und BTEX- Analysen von jeder 10.-20. Probe, das heißt von einer Probe pro Bohrareal in einem unabhängigen Labor durchgeführt. Die Werte des Vergleichslabors lagen im Durchschnitt deutlich unter denen, die von Umweltschutz Nord (UN) ermittelt worden waren (20-93 % bzw. 125 % der MKW-Gehalte von UN), und damit die Abweichungen für die untersuchten Bodenproben nur zum Teil im tolerablen Bereich. Jedoch wurden bereits im 7. BAM-Ringversuch „Altlasten“ (BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001 b) mit einem gut homogenisierten Referenzmaterial festgestellt, dass sich bei gaschromatographischen Verfahren bei MKW-Gehalten von 1000–2000 mg/kg TS Vergleichsstandardabweichungen zwischen 30 und 40 % ergeben.

3.1.1.3 Qualitätssicherung bei der Entnahme von Intervallproben

Zur Qualitätssicherung bei der Entnahme von Bodenproben mit leicht flüchtigen organischen Schadstoffen wurde im Juni 2002 eine weitere Rammkernsondierung (BTEX-Testsondierung) durchgeführt. Insbesondere ging es hierbei um die Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse aus Intervallproben über die gesamte Länge eines Liners und aus Einzelproben auf die Gesamtlänge verteilt.

Mittels Liner-Bohrungen (DN 100) wurden an einem Bohrpunkt im Testfeld (s. Anhang 1.2) drei ungestörte Bodenproben aus 2-3 m und 3-4 m Tiefe (ungesättigte Bodenzone) und 5-6 m Tiefe (gesättigte Bodenzone) entnommen. Die Bohrkerne wurden unmittelbar nach der Gewinnung bei gekühlter Lagerung in das Labor verbracht und nach der oben beschriebenen Methode aufgesägt.

Unmittelbar nach Öffnen des Liners wurden im Abstand von 10 cm 10 **Einzelproben** aus einer Hälfte entnommen, sofort in Headspace-Gläser abgefüllt, mit Methanol überschichtet und gasdicht verschlossen. Für die **Intervallprobe** wurde diese Linerhälfte danach in einen 10 l-Eimer überführt, mit einem Deckel verschlossen und zur Homogenisierung mehrmals geschüttelt (Dauer max. 10 Sekunden). Anschließend wurden aus dem Eimer 10 Einzelproben an verschiedenen Stellen entnommen, sofort in Headspace-Gläser abgefüllt, mit Methanol überschichtet und gasdicht verschlossen.

Gemäß LABO (2002) dürfen bei der Untersuchung auf leicht flüchtige organische Schadstoffe keine Mischproben hergestellt werden. Im Rahmen dieser gesonderten Untersuchung wurde diese Methode der Probenteilung bzw. -reduktion trotzdem angewandt, um Schadstoffverluste gegenüber Einzel- und Intervallproben zu quantifizieren. Die Herstellung der **Mischprobe** erfolgt mittels „Teilen durch Viertelung“ (gem. LABO 2002): Von der verbleibenden Probenmenge wurden 10 Einzelproben in Headspace-Gläser abgefüllt, mit Methanol überschichtet und gasdicht verschlossen. Diese Methode wurde an einem ausgewählten Liner durchgeführt (3-4 m Tiefe). Tab. 3.2 gibt eine Übersicht der Probenzahlen für die jeweiligen Probennahmemethoden.

Tab. 3.2: Anzahl und Art der Probennahme bei der BTEX-Testsondierung.

Verfahren	Anzahl untersuchter Liner	Anzahl Laborproben je Liner	Anzahl Laborproben gesamt
Einzelprobe	3 (Tiefe 2-3 m, 3-4 m, 5-6 m)	10	30
Intervallprobe	3 (Tiefe 2-3 m, 3-4 m, 5-6 m)	10	30
Mischprobe	1 (Tiefe 3-4 m)	10	10
			70 Proben gesamt

Die Analysenergebnisse der Einzel-, Intervall- und Mischproben wurden unter Angabe des jeweiligen Mittelwertes und der Standardabweichung tabellarisch zusammengestellt (Anhang 2.2). In Abb. 3.1 ist das jeweilige Schadstoffprofil der Einzelproben den Intervallproben gegenübergestellt.

Bei den Einzelproben liegt für BTEX und Alkylbenzole die Standardabweichung vom Mittelwert in der ungesättigten Bodenzone (K3, K4) bei ca. 50 %, in der gesättigten Bodenzone (K6) bei über 100 %. Die Intervallproben weisen Standardabweichungen von 6-17 % in der ungesättigten Bodenzone und von < 25 % in K6 auf. Bei der Mischprobe wurden 9 bzw. 14 % Standardabweichung berechnet.

Im Vergleich der Probennahme-Techniken liegt für BTEX und Alkylbenzole in allen drei Bohrkernen der Mittelwert der Einzelproben unter dem Mittelwert der Intervallproben (Ausnahme BTEX in K4). In der ungesättigten Bodenzone (K3, K4) machen diese Minderbefunde maximal 17 % des Mittelwertes aus, in der gesättigten Bodenzone dagegen 50 %.

In der an Bohrkern K4 zusätzlich angefertigten Mischprobe wurden dagegen nur 2 % der BTEX-Gehalte (meist unter der Bestimmungsgrenze) und 19 % der Alkylbenzolgehalte der Intervallprobe analysiert. Hier bestätigt sich, dass es bei Anfertigung einer Mischprobe zu extremen Verlusten leicht flüchtiger Verbindungen kommt (s. LABO 2002) und diese Art der Probennahme für die Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen nicht geeignet ist.

Unter dem Aspekt der Qualitätssicherung hat sich mit der BTEX-Testsondierung gezeigt, dass bei Schlauchkernbohrungen die Entnahme von Intervallproben zu repräsentativen Ergebnissen der Gehalte leicht flüchtiger Verbindungen über die gesamte Länge eines Bohrkerns (in der Regel 1 m) führt. Bei den Einzelproben variieren die Schadstoffkonzentrationen selbst bei engmaschigen Beprobungsabschnitten von 10 cm Länge in extremem Maße. Insbesondere dann, wenn es aufgrund einer limitierter Probenanzahl zur

Entnahme von Einzelproben in größeren Abständen kommt, sind diese Daten nur bedingt aussagekräftig für das Bohrprofil. Eine wichtige Vorraussetzung bei der Entnahme von Intervallproben sind allerdings die unverzügliche Homogenisierung der Proben nach dem Öffnen der Liner sowie die unmittelbare Probennahme.

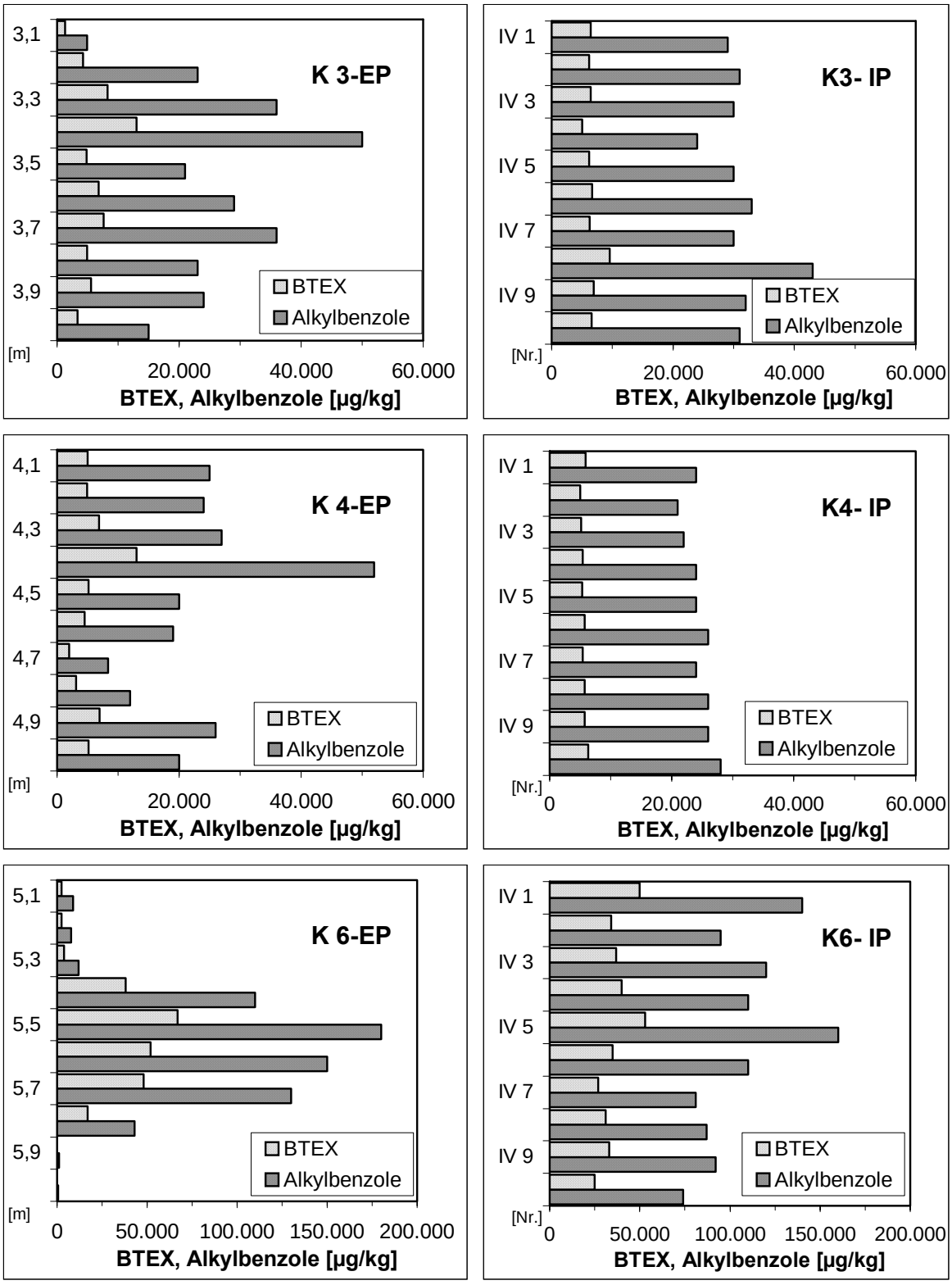


Abb. 3.1: BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den Einzelproben (EP) und Intervallproben (IP) (K3, K4: ungesättigte Bodenzone, K6: gesättigte Bodenzone).

3.1.2 Ergebnisse

3.1.2.1 Bodenprofile

Im Testfeld und in den Vergleichsarealen lagen überwiegend Fein-, Mittel- und Grobsande in unterschiedlicher Verteilung und mit teilweise feinkiesigen Anteilen vor. Ab 6 m u. GOK (oberster Grundwasserleiter) nahmen mittelkiesige Anteile bzw. Mittelkieslagen zu. Schichtweise traten höher schluffige Anteile in den Sanden auf, reine Schlufflagen dagegen waren nur wenige cm mächtig. Gelegentlich wurden Tonlinsen (5 cm Schichtdicke) angetroffen. Kleinräumige Variationen in der Korngrößenverteilung waren teilweise bereits zwischen den vier Bohrungen eines Bohrareals festzustellen. Die obersten Bodenschichten (max. 0,3-1,0 m Tiefe) enthielten humose Beimengungen. Der Auffüllungskörper über den quartären Sanden erreichte im Testfeld und im nördlich angrenzenden Vergleichsareal eine Mächtigkeit von 0,3 m bis 1,20 m. Im unkontaminierten Vergleichsareal war aufgrund von Bauschuttresten bis in eine Tiefe von 2-4 m von aufgefülltem Bodenmaterial auszugehen.

Die bei der Aufnahme der Schichtenverzeichnisse durch Fingerprobe ermittelten Bodenarten wurden durch die Ergebnisse der Korngrößenanalysen nach DIN 18123, die an jeweils einem Bohrpunkt im Testfeld und in den Vergleichsarealen durchgeführt wurden, gestützt. Nach dem Untersuchungsbericht zu den bodenmechanischen Laboruntersuchungen an den Bohrpunkten T-B7/1, Vk-B9/2 und Vuk-B10/2 handelte es sich bei den Proben kornanalytisch um Fein- bis Grobsande (Korndurchmesser 0,06-2 mm). Im Testfeld lagen die Schlämmkornanteile (Korndurchmesser < 0,06 mm) kleiner 1 Gew.%., in den Vergleichsarealen kleiner 4 Gew.%. Eine Ausnahme bildete lediglich der oberste Bohrmeter im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal (8 Gew.%).

Der Porenanteil in den Proben des Testfeldes variierte zwischen 27 Vol.% im obersten Bohrmeter und 33 Vol.% in 4-5 m Tiefe. Der unterste Bohrmeter konnte wegen erheblicher Schadstoffverunreinigung nicht untersucht werden. Im kontaminierten Vergleichsareal wurden vergleichbare Porenanteile (28-33 Vol.%) bestimmt. Im unkontaminierten Vergleichsareal lagt der Porenanteil mit 29-39 Vol.% deutlich darüber.

Der anhand der Körnungslinie abgeschätzte Durchlässigkeitsbeiwert lag mit wenigen Ausnahmen in der Größenordnung k_f = ~10^{-4}. Im obersten Bohrmeter des Testfeldes und kontaminierten Vergleichsareals wurden k_f-Werte von 1-5*10^{-5} m/s errechnet, wobei dieser Wert bei der Abschätzung nach *Hazen* (vgl. SCHULTZE & MUHS 1967) aufgrund des Schlämmkornanteils in diesen Proben deutlich herabgesetzt sein kann. Im Testfeld wurde für die Probe aus 4-5 m Tiefe ein Durchlässigkeitsbeiwert von 1*10^{-3} m/s bestimmt. Dieser Wert korrespondiert mit den in dieser Profiltiefe erhöhten Grobsand- und Feinkiesanteilen.

Aufgrund des langjährigen Grundwassermonitorings am TL Schäferhof-Süd durch die Bundeswehr und des vierteljährlichen Monitorings während der Projektlaufzeit ist bekannt, dass der Grundwasserspiegel in der Regel zwischen 4 und 6 m u. GOK schwankt. Um unabhängig vom Grundwasserstand eine einheitliche Bezeichnung zu verwenden, wird die Bodenzone in 4 bis 6 m Tiefe aufgrund des Einflusses des kapillaren Aufstiegs von Grundwasser im Folgenden durchgehend als Kapillarsaum bezeichnet, obwohl dieser Bereich zeitweise Wasser gesättigt als auch Wasser ungesättigt gewesen ist. Der für Sandböden angenommene kapillare Aufstieg wird mit ca. 30 cm angegeben (BOULDING & GINN 2004).

3.1.2.2 Schadstoffverteilung

Die Ergebnisse der Schadstoffanalytik im Testfeld und in den Vergleichsarealen wurden für die Start- und Abschlussbeprobung in der Übersichtstabelle (Anhang 2.1) zusammengefasst. Die Daten der MKW-, BTEX, und Alkylbenzolgehalte beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf die getrocknete Bodensubstanz (TS). Entsprechend dem Probennahmeplan stehen die Probenbezeichnungen für Ort der Probennahme (T = Testfeld, Vk = kontaminiertes Vergleichsareal, Vuk = unkontaminiertes Vergleichsareal), Bohrareal und Bohrpunkt (B1/1, B1/2 etc.) sowie für die Bohrkerne aus den verschiedenen Tiefen (K1 = 0-1 m, K2 1-2 m etc.). Die Lage der Probennahmepunkte ist der beigefügten Lageskizze (Anhang 1.2) zu entnehmen.

Im Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation (Testfeld) lag horizontal und vertikal eine inhomogene Schadstoffverteilung im Boden vor (vgl. Abb. 3.3 bis Abb. 3.8). Innerhalb des Testfeldes wiesen die nördlicher gelegenen Bohrareale B1, B2 und B3 in der ungesättigten Bodenzone (0-4 m u. GOK) insgesamt geringere Schadstoffgehalte auf als die weiter südlich liegenden Bohrareale. Der Grundwasserstand zum Zeitpunkt der Start- und Abschlussbeprobung betrug ca. 5 m u. GOK. In der vertikalen Verteilung zeigt sich in allen Bohrarealen ein deutlicher Anstieg der Gehalte im Kapillarsaum bzw. der gesättigten Bodenzone (4-6 m u. GOK). Durch die in Bohrareal B3 und B5 durchgeführten zusätzlichen Probennahmen bis in 8 m u. GOK konnte die während der Projektlaufzeit entwickelte Hypothese, dass es in den Bodenzonen unterhalb von 6 m u. GOK zu einer Verringerung der Kontaminationen kommt, bestätigt werden (Abb. 3.2).

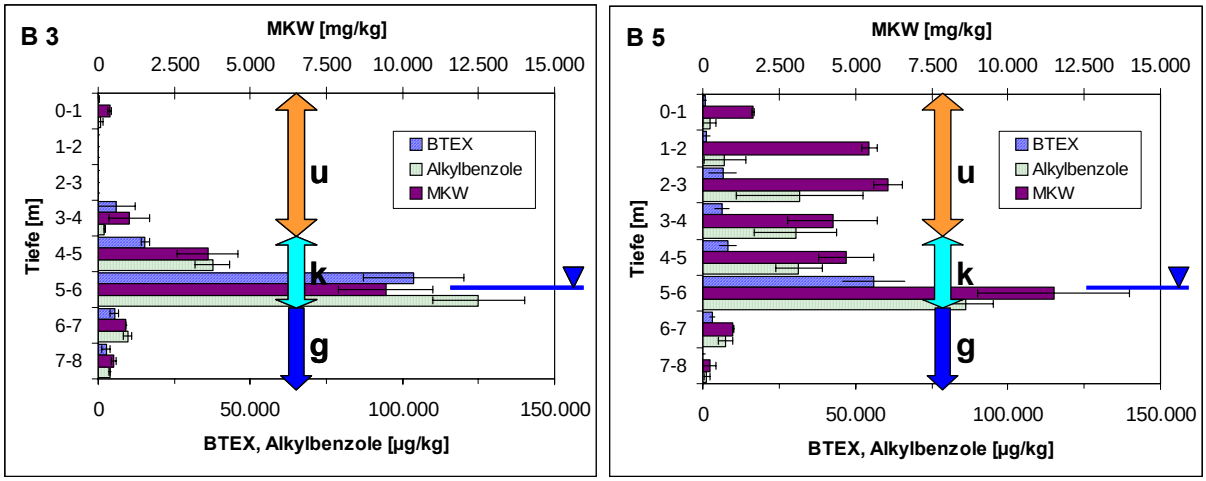


Abb. 3.2: MKW-, BTEX- und Alkylbenzol-Gehalte der Bohrareale B3 und B5 bei der Abschlussbeprobung in der ungesättigten Bodenzone (u: 0-4 m), dem Kapillarsaum (k: 4-6 m) und der gesättigten Bodenzone (g: 6-8 m).

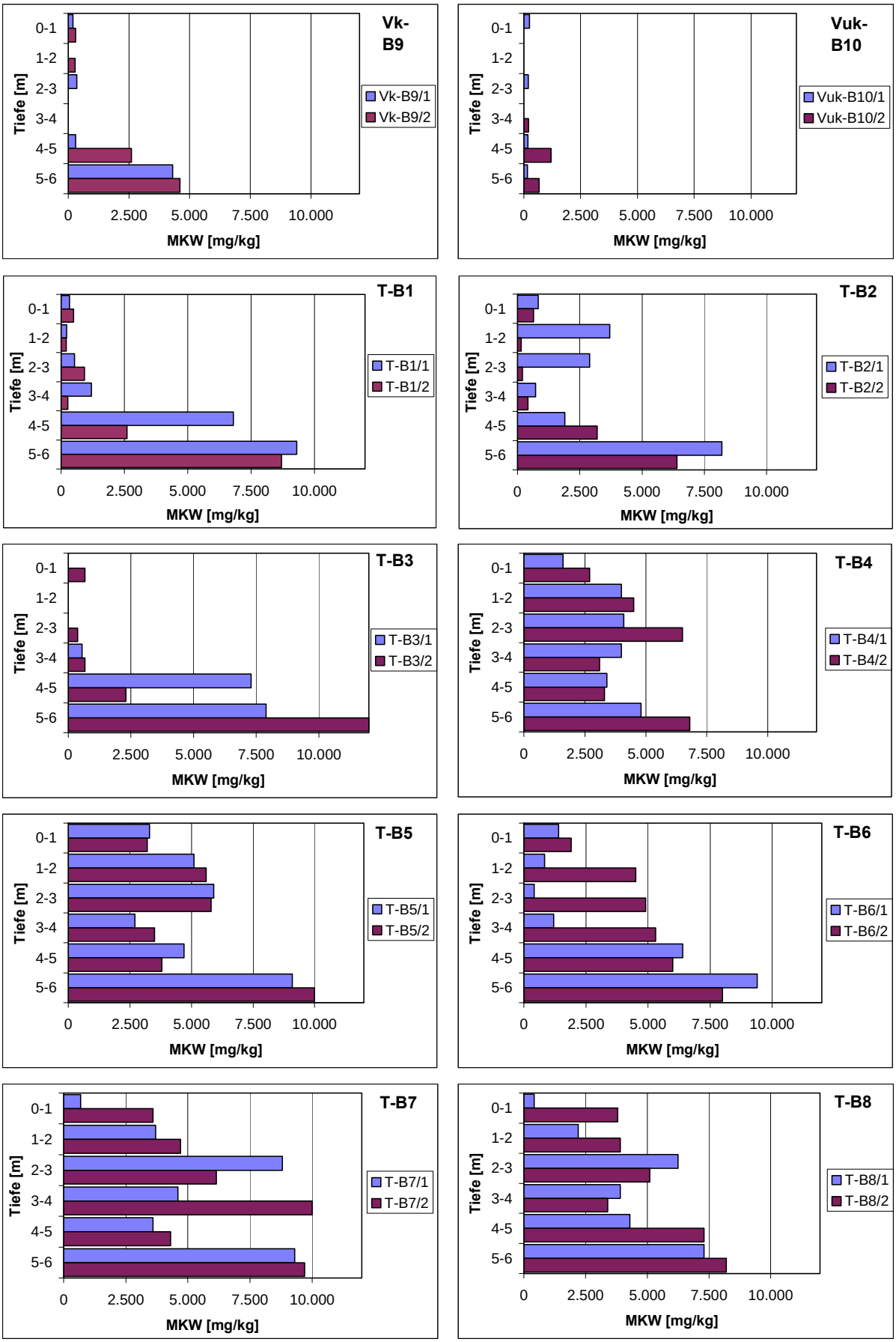
Die Abb. 3.3 und Abb. 3.4 zeigen die **MKW-Gehalte** der jeweils zwei Bohrungen in den acht Bohrarealen des Testfeldes und in den zwei Bohrarealen der Vergleichsareale in den Jahren 2001 und 2004. Bei der Start- und bei der Abschlussbeprobung wurden in der ungesättigten Bodenzone des Testfeldes MKW-Gehalte zwischen kleiner 100 mg/kg und maximal 10.000 mg/kg analysiert. Im Allgemeinen ist eine Konzentrationszunahme mit der Tiefe festzustellen, die insbesondere im Bereich des Kapillarsaumes bzw. der Wasser gesättigten

Bodenzone sprunghaft zunimmt (Gehalte bis 14.000 mg/kg). Das kontaminierte Vergleichsareal wies bei der Startbeprobung MKW-Konzentrationen in der ungesättigten Bodenzone von < 100 bis 380 mg/kg auf und ebenfalls einen Anstieg der MKW-Gehalte im Kapillarsaum auf maximal 4.600 mg/kg. Bei der Abschlussbeprobung konnten im kontaminierten Vergleichsareal in der ungesättigten Bodenzone keine MKW mehr nachgewiesen werden, im Kapillarsaum hingegen 3.000 bis 8.300 mg/kg. Im unkontaminierten Vergleichsareal wurden in der ungesättigte Bodenzone in einzelnen Proben 190-240 mg/kg MKW gemessen. Im Kapillarsaum lagen 160-1.200 mg/kg vor. Eine Abschlussbeprobung hat in diesem Bohrareal nicht stattgefunden.

Bei den leicht flüchtigen Verbindungen lagen 2001 im Testfeld die **BTEX-Gehalte** in der ungesättigten Bodenzone bei kleiner 100 µg/kg bis maximal 41.000 µg/kg und die **Alkylbenzol-Gehalte** bei maximal 76.000 µg/kg (Abb. 3.5, Abb. 3.7). Die Gehalte zum Zeitpunkt der Abschlussbeprobung erreichten noch maximal 14.000 µg/kg BTEX und 53.000 µg/kg Alkylbenzole, in vielen Proben konnten jedoch keine leicht flüchtigen Schadstoffe mehr nachgewiesen werden (Abb. 3.6, Abb. 3.8). Im Kapillarsaum waren bei der Start- bzw. Abschlussbeprobung bis zu 380.000 bzw. 450.000 µg/kg BTEX und 270.000 bzw. 200.000 µg/kg Alkylbenzole zu verzeichnen. Dabei fällt insbesondere das Bohrareal B1 mit überdurchschnittlich hohen Werten auf. In den beiden Vergleichsarealen wurden ausschließlich in der gesättigten Bodenzone BTEX- und Alkylbenzol-Kontaminationen (bis 52.000 bzw. 65.000 µg/kg) festgestellt. Metabolite wie die Benzoesäure (Teilabbauprodukt des Toluols) wurden weder im Testfeld (B7) noch im kontaminierten Vergleichsareal (B9) nachgewiesen.

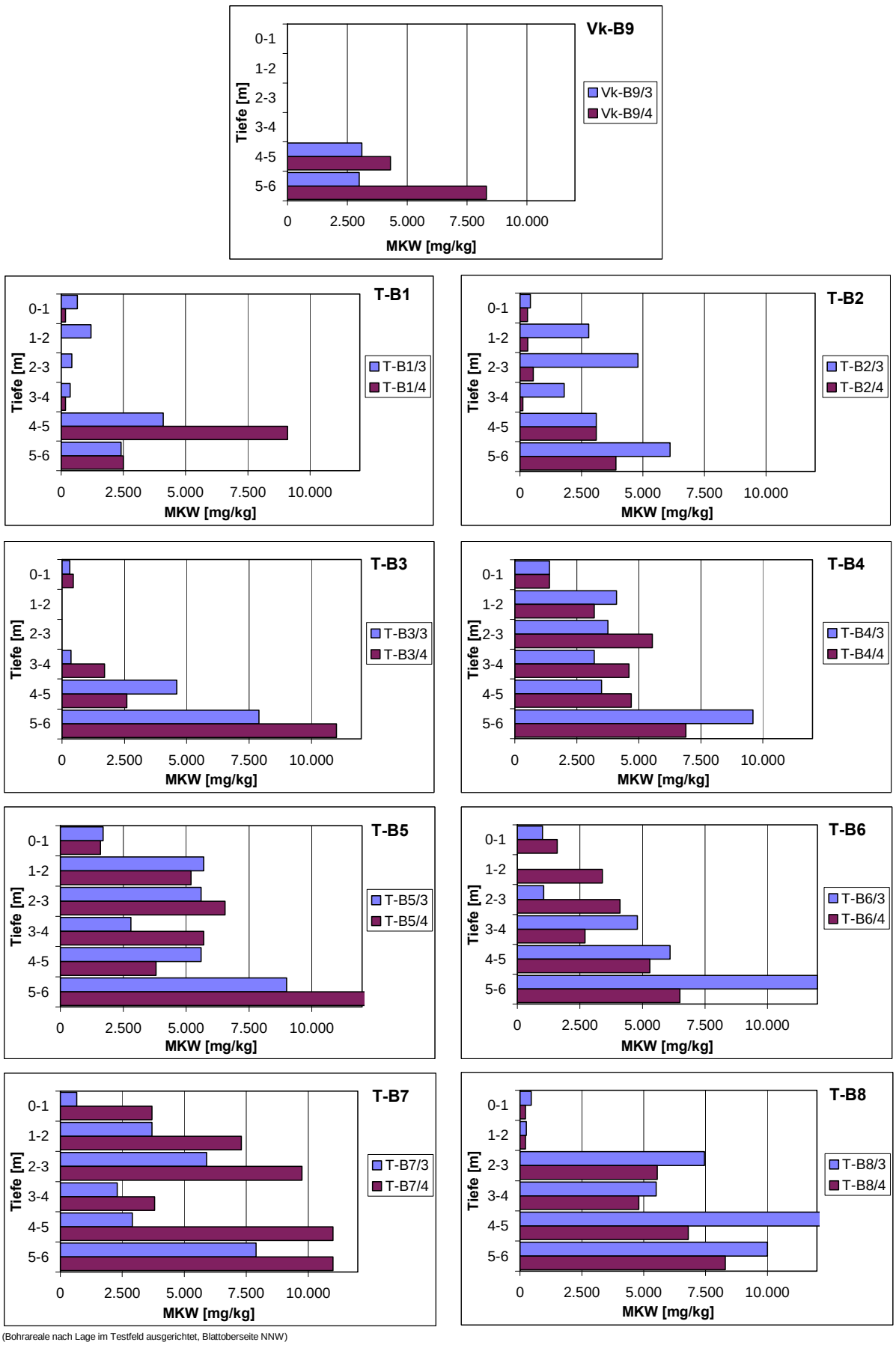
Innerhalb der jeweiligen Bohrareale variierten die MKW-Gehalte der Proben aus der gleichen Profiltiefe in unterschiedlich starkem Ausmaß. Bei der Startbeprobung zeigte sich eine sehr gute Übereinstimmung der Schadstoffkonzentrationen innerhalb des Bohrareals B5 (Standardabweichungen vom Medianwert über alle Tiefen <18 %), wohingegen zum Beispiel die Bohrareale B2 und B6 extreme Schwankungsbreiten mit rein rechnerischen Standardabweichungen von über 100 % aufwiesen. Bei der Abschlussbeprobung wichen die MKW-Gehalte in B 1 (bis zu 80 %), B 2 (über 100 %), B 3 (bis zu 92 %), B6 (bis zu 85 %) und B 7 (bis zu 98 %) am stärksten vom Medianwert der beiden Bohrungen ab. In den Bohrarealen B 4 (bis zu 30 %), B5 und B8 (bis zu 50%) waren die MKW-Kontaminationen etwas homogener verteilt. Für die leicht flüchtigen Verbindungen konnte innerhalb der Bohrareale eine ähnlich inhomogene Verteilung festgestellt werden. Gehalte unter der Bestimmungsgrenze, die von statistischen Programmen bei der Medianberechnung gleich 0 gesetzt werden, wurden nicht berücksichtigt.

Aus der beschriebenen inhomogenen Schadstoffverteilung ergibt sich für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse die Problematik, eine Abnahme der Schadstoffkonzentrationen von möglichen Schwankungen der Messwerte innerhalb eines Bohrareals zu unterscheiden (s. Kap. 3.1.3).



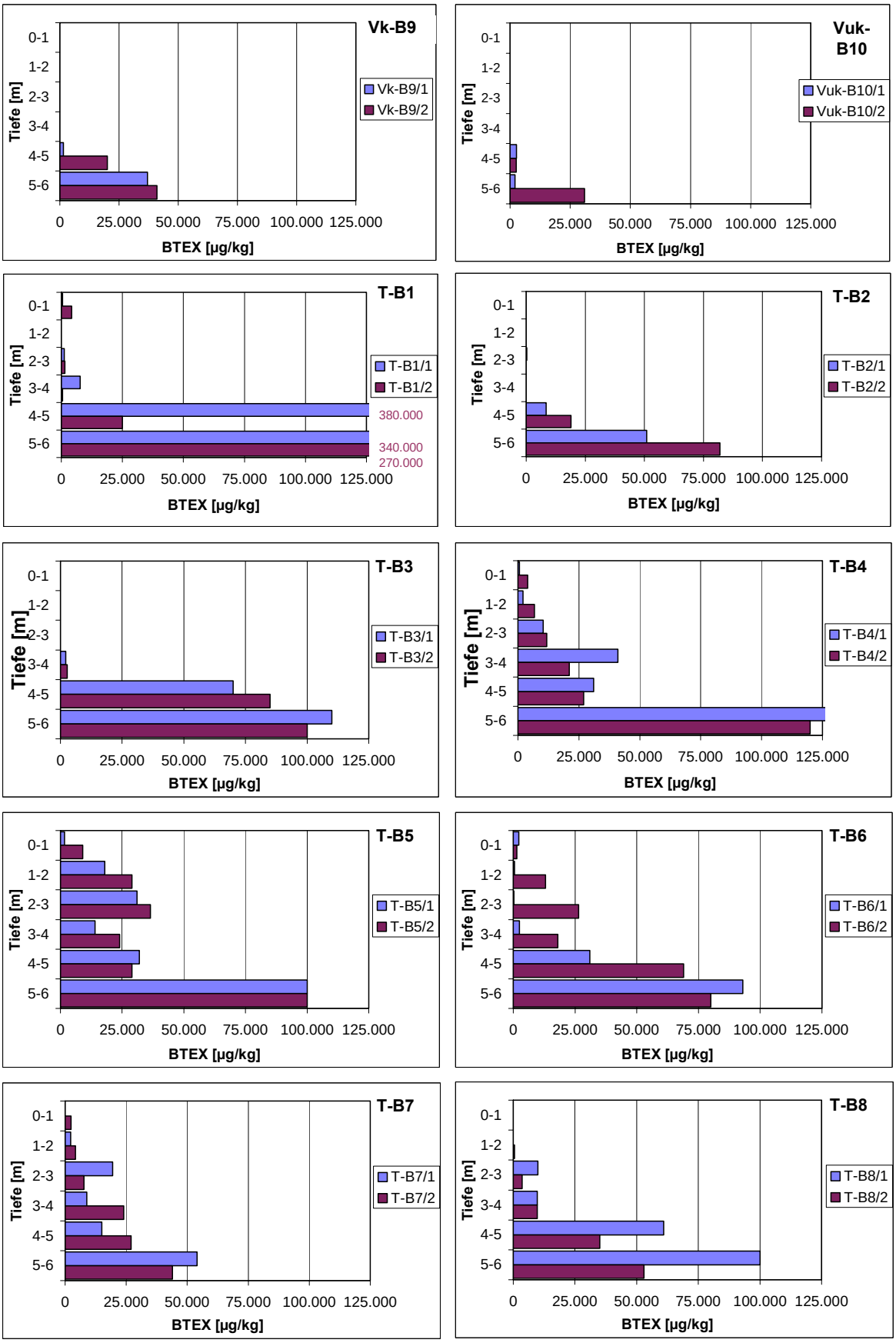
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.3: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal, Vuk = unkont. Vergleichsareal)



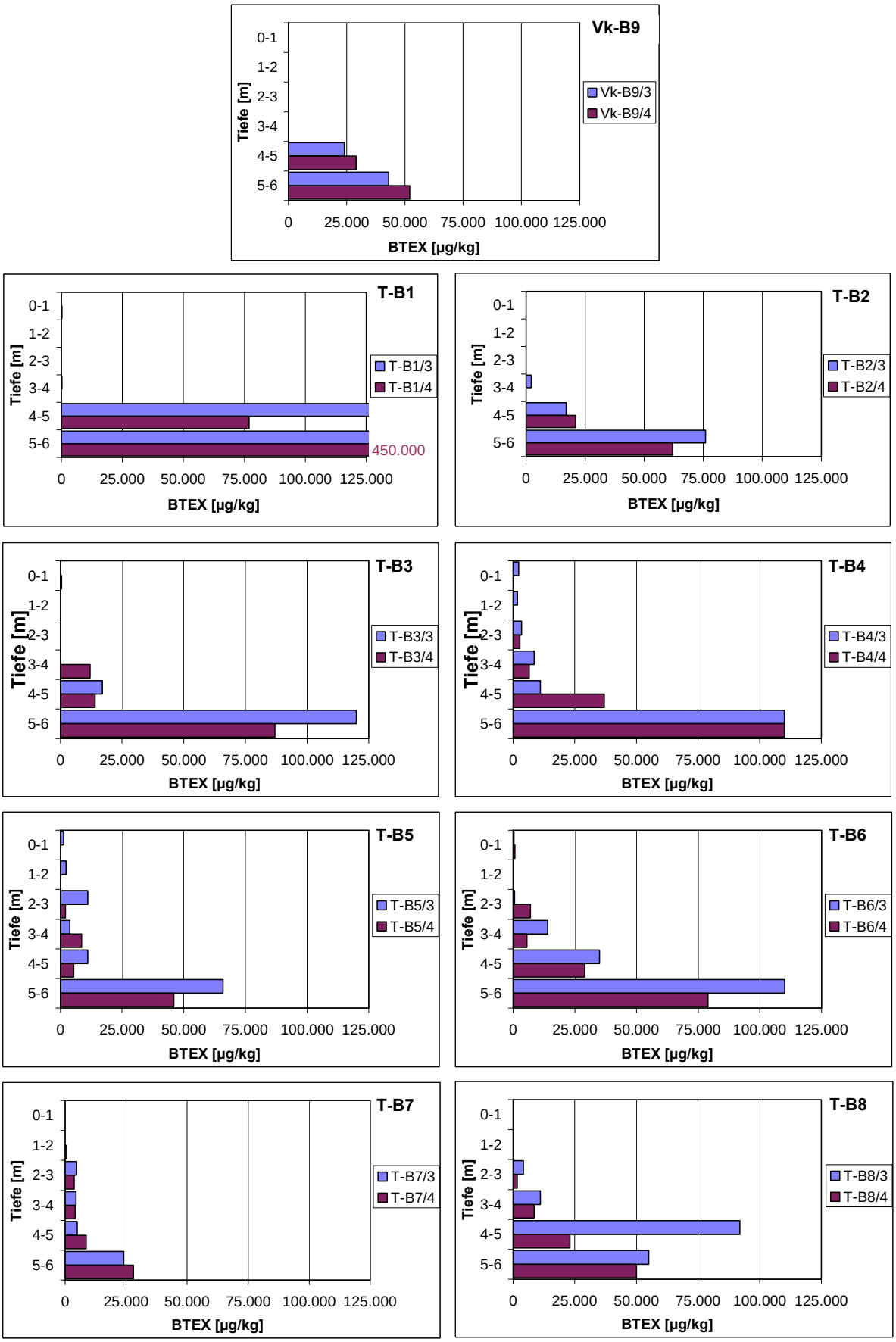
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.4: MKW-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal)



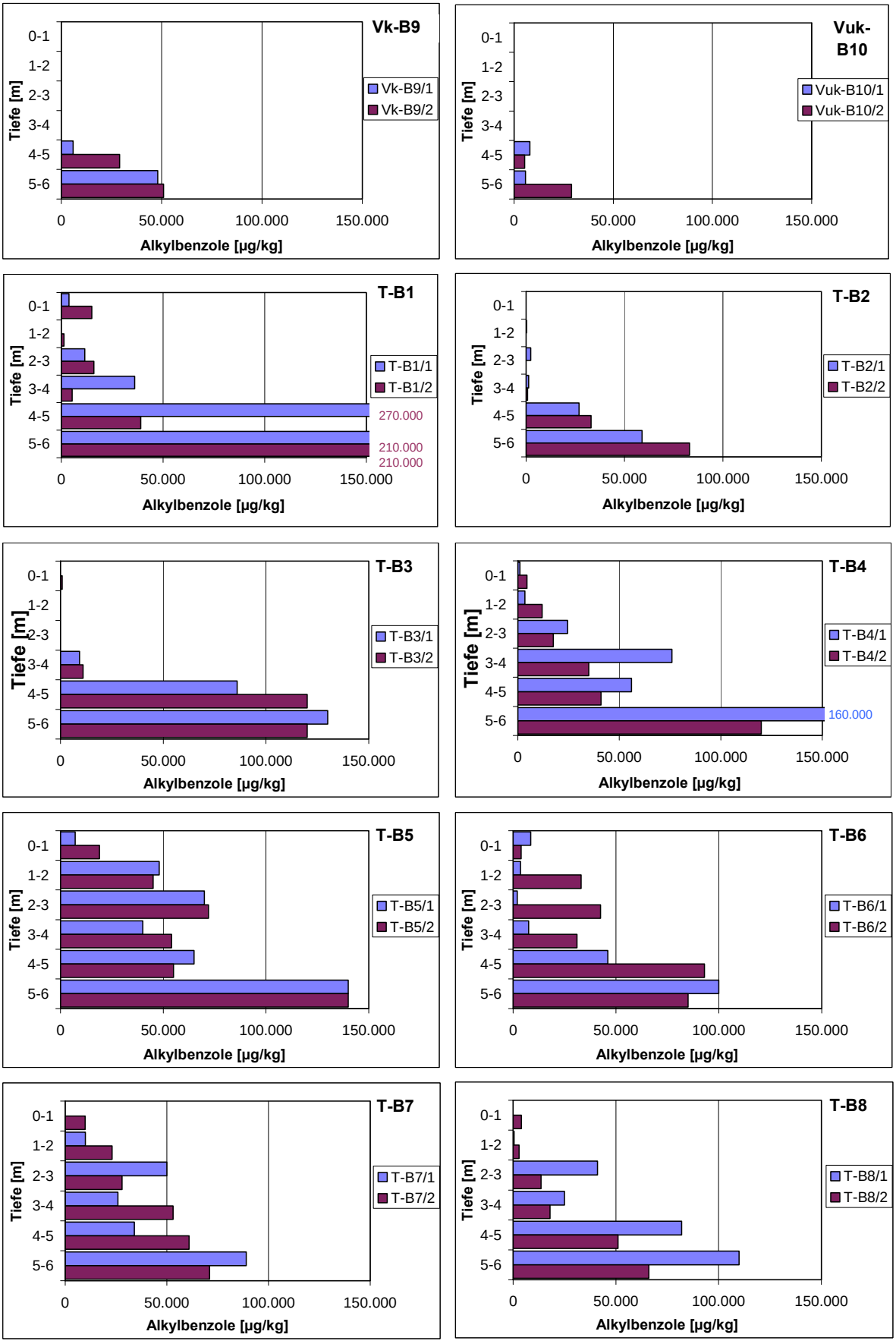
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.5: BTEX-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal, Vuk = unkont. Vergleichsareal)



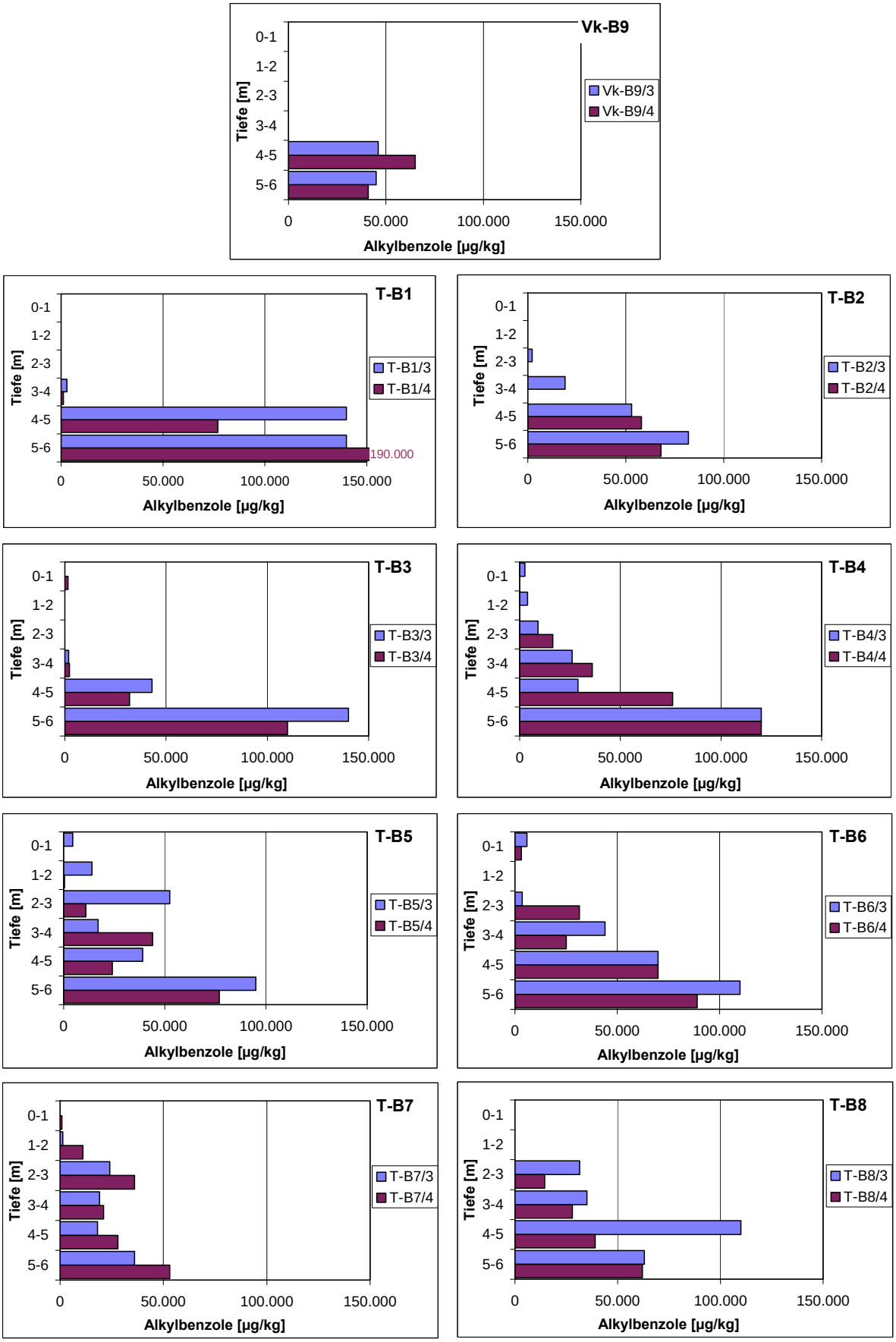
(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.6: BTEX-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal)



(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.7: Alkylbenzol-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Startuntersuchung 2001 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal, Vuk = unkont. Vergleichsareal)



(Bohrareale nach Lage im Testfeld ausgerichtet, Blattoberseite NNW)

Abb. 3.8: Alkylbenzol-Gehalte der zwei Bohrpunkte pro Bohrareal bei der Abschlussuntersuchung 2004 (T = Testfeld, Vk = kont. Vergleichsareal)

3.1.2.3 Schadstoffabbau

Um den Schadstoffabbau während der Projektlaufzeit zu ermitteln, wurden die Daten aus der Abschlussbeprobung im Jahr 2004 mit den bei der Startbeprobung im Jahr 2001 ermittelten Daten verglichen. Hierzu wurden für die einzelnen Bohrareale die Mittel- und Medianwerte der Schadstoffgehalte gebildet (Anhang 2.5).

Bei der statistischen Auswertung der Schadstoffgehalte zeigte sich, dass die Profilbereiche der ungesättigten Bodenzone bis 4 m u. GOK (u) und der darunter liegende Kapillarsaum (k) getrennt zu betrachten sind. Bei einer weiteren, in diesem Fall meterweisen Differenzierung innerhalb des Bohrprofils ergäbe sich das Problem, dass damit nur noch zwei Werte pro Bohrmeter in die Auswertung einfließen würden. Um die Schadstoffabnahme zwischen den Borarealen vergleichen zu können, wurde der prozentuale Anteil bezogen auf den Ausgangswert 2001 berechnet (Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Prozentualer Anteil der Mittel- und Medianwerte des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung 2004 gegenüber der Startbeprobung 2001.

		Mittelwerte			Mediane		
Bohrareal	Bodenzone	BTEX	Alkyl-benzole	MKW	BTEX	Alkyl-benzole	MKW
B1	**0-4 m (u)**	9,9	15,7	96,0	18,9	17,4	96,3
	4-6 m (k)	79,5	75,0	66,1	45,9	66,7	42,6
B2	**0-4 m (u)**	1023,3	886,1	116,0	1023,3	1029,9	69,3
	4-6 m (k)	109,7	129,2	82,2	118,6	137,0	72,9
B3	**0-4 m (u)**	380,4	27,5	125,2	297,6	20,7	66,9
	4-6 m (k)	65,2	71,3	88,5	56,2	63,8	82,2
B4	**0-4 m (u)**	34,5	62,0	89,2	36,1	62,0	86,9
	4-6 m (k)	87,0	91,5	135,0	97,4	111,4	141,5
B5	**0-4 m (u)**	23,6	40,4	99,3	14,3	26,9	125,6
	4-6 m (k)	49,2	58,8	117,4	43,2	56,6	105,8
B6	**0-4 m (u)**	58,4	114,3	104,3	133,2	192,5	163,6
	4-6 m (k)	92,7	104,6	100,3	76,5	89,3	87,5
B7	**0-4 m (u)**	29,9	56,6	87,9	50,6	73,1	80,6
	4-6 m (k)	46,9	52,9	121,9	46,1	48,5	139,0
B8	**0-4 m (u)**	132,2	182,1	84,4	178,2	220,4	68,3
	4-6 m (k)	88,4	88,7	140,6	92,1	84,5	125,3
B9	**0-4 m (u)**			100,0			100,0
	4-6 m (k)	148,7	147,2	158,5	126,3	118,2	107,2
Insgesamt	**0-4 m (u)**	83,1	82,2	102,3	82,1	86,3	85,2
	4-6 m (k)	80,3	83,4	108,7	83,2	86,9	95,3

* Werte unter 80 % der Ausgangskonzentration sind grau unterlegt.

Das arithmetische Mittel errechnet sich aus der Summe aller Messwerte geteilt durch ihre Anzahl, während beim Median jeweils 50 % der Messwerte oberhalb und 50 % der Messwerte unterhalb des Wertes liegen (KÖHLER et al. 2002). Bei stark variierenden Schadstoffgehalten innerhalb der Bohrareale bieten beide Methoden Vor- und Nachteile. So können zum Beispiel einzelne besonders hohe Schadstoffgehalte den Mittelwert nach oben drücken, während sie beim Medianwert nicht so stark ins Gewicht fallen. In diesem Fall würde nach dem Mittelwert ein Bohrareal als insgesamt höher kontaminiert eingeschätzt werden, als es in Wirklichkeit ist. Andererseits kann in gleichem Beispiel der deutlich niedrigere Medianwert darüber hinwegtäuschen, dass einzelne hoch kontaminierte Bereiche in einem Bohrareal vorliegen.

In der tabellarischen Darstellung (Tab. 3.3) ist in der ungesättigten Bodenzone insbesondere in den Bohrarealen B1, B4, B5 und B7 eine Abnahme der mittleren und medianen BTEX-Gehalte und in den Bohrarealen B1, B3, B4, B5 und B7 der mittleren und medianen Alkylbenzolgehalte zu erkennen. Bei den MKW-Gehalten liegen die Median- und Mittelwerte der Abschlussbeprobung nur vereinzelt unter denen der Anfangsbeprobung. Die in der Tabelle aufgeführten Mittel- und Medianwerte über 100 % (Extrembeispiel Bohrareal B2), legen nahe, dass durch Inhomogenitäten innerhalb der Bohrareale die Schwankungsbreite der einzelnen Werte so hoch ist, dass sie einen potenziellen Schadstoffabbau überdeckt.

Eine Abnahme der Schadstoffkonzentrationen innerhalb eines Bohrareals ist statistisch also nur dann eindeutig nachzuweisen, wenn sich die Schadstoffminderung von möglichen Schwankungen der Messwerte aufgrund einer inhomogenen Schadstoffverteilung unterscheidet (UMWELTBUNDESAMT 2000). Eine signifikante Konzentrationsabnahme ist zum Beispiel gegeben, wenn die Werte der Abschlussbeprobung außerhalb eines festgelegten Konfidenzintervalles der Werte der Anfangsbeprobung liegen (vgl. Abb. 3.9). Das Konfidenzintervall entspricht dabei einem Vertrauensbereich, der mit vorgegebener Sicherheitswahrscheinlichkeit (i. A. 90-95 %) den wahren Wert enthält (KÖHLER et al. 2002). Die Vorraussetzung für die Bildung von Konfidenzintervallen ist eine Normalverteilung der Werte (vgl. SOKAL & ROHLF 2003), die in den beprobten Bohrarealen nur zum Teil gegeben war.

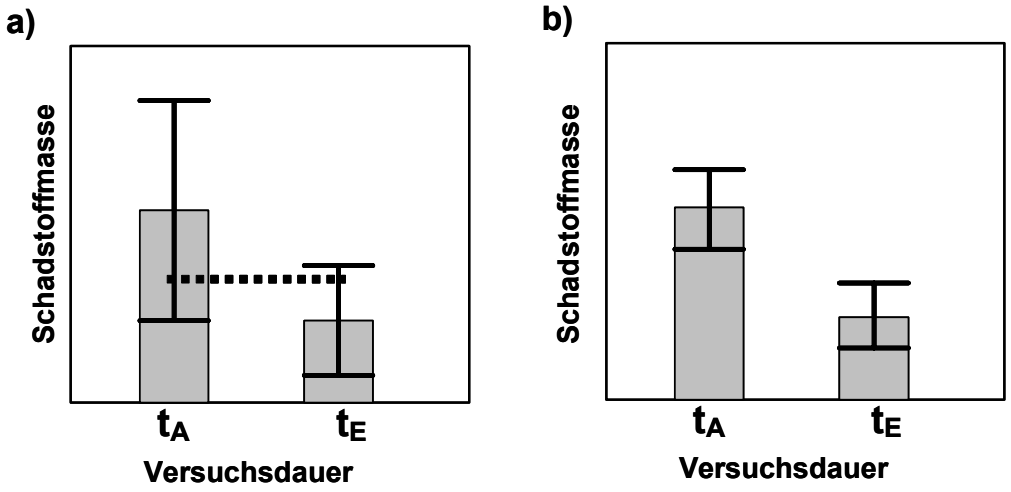


Abb. 3.9: Ermittlung der Selbstreinigungsleistung mit Hilfe von Konfidenzintervallen. Fallbeispiel a) keine signifikante Konzentrationsabnahme aufgrund sich überschneidender Konfidenzintervalle, Fallbeispiel b) signifikante Konzentrationsabnahme (t_A= Anfangsbeprobung, t_E= Endbeprobung); nach UMWELTBUNDESAMT (2000).

In Abb. 3.10 bis Abb. 3.12 sind für die verschiedenen Schadstoffe die 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der Start- und Abschlussbeprobung in den Bohrarealen dargestellt, die zu beiden Zeitpunkten eine Normalverteilung der Proben in der ungesättigten Bodenzone aufwiesen. Die Normalverteilung wurde mit dem Statistik-Programm SPSS 11 nach dem *Shapiro-Wilk-Test* (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2002) nachgewiesen. Da Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze zu verfälschten Mittelwerten bzw. Fehlerbalken führen können, wurden diese Werte für die Auswertung auf die nachweisbare Konzentrationsgrenze von 100 mg/kg MKW und 100 µg/kg BTEX und Alkylbenzole korrigiert.

Bei den MKW-Gehalten (Abb. 3.10) überlappen sich in den ausgewerteten Bohrarealen B4, B5, B6 und B7 die Konfidenzintervalle der Beprobungen von 2001 und 2004. Damit kann nach dieser Auswertungsmethode keine eindeutige Schadstoffminderung während des Untersuchungszeitraumes belegt werden.

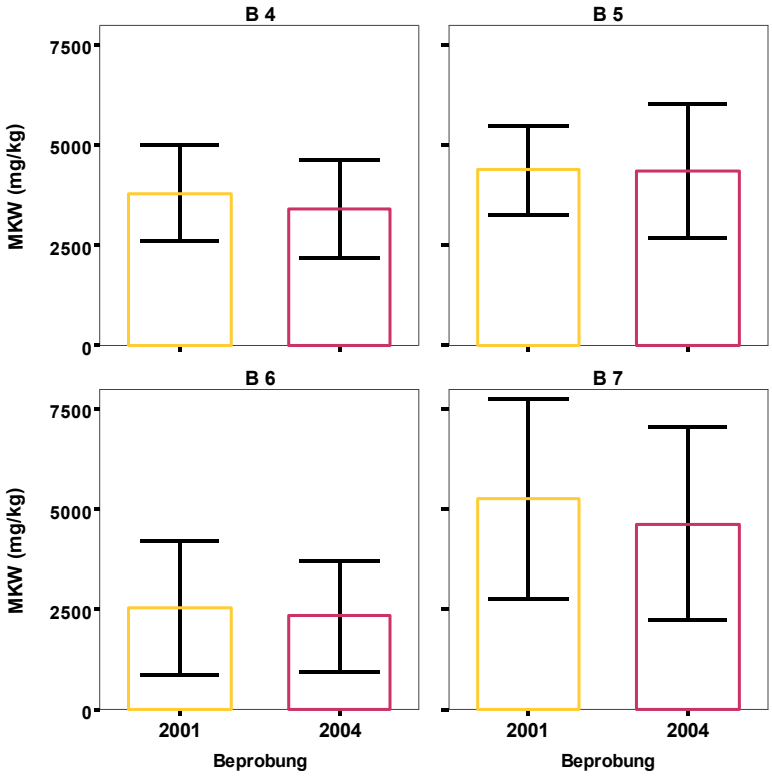


Abb. 3.10: 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der MKW-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone in den Bohrarealen B4, B5, B6 und B7.

Für BTEX (Abb. 3.11) erfüllten lediglich die Bohrarale B4 und B5 die Voraussetzung einer Normalverteilung zu beiden Probennahmezeitpunkten. Während in Bohrareal B4 zwar anhand der Balkenhöhe eine Schadstoffminderung abzulesen ist, die Konfidenzintervalle aufgrund der hohen Streuung in 2001 sich aber überschneiden, kann für das Bohrareal B5, das keine Überschneidung der Konfidenzintervalle aufweist, eine eindeutige Schadstoffabnahme während des Untersuchungszeitraumes belegt werden.

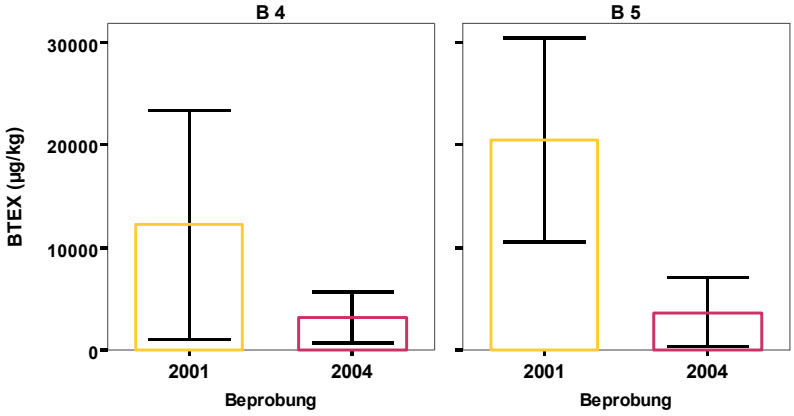


Abb. 3.11: 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der BTEX-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone in den Bohrarealen B4 und B5.

Die Mittelwerte der Alkylbenzol-Gehalte (Abb. 3.12) lagen in den normalverteilten Bohrarealen B4, B5 und B7 bei der Abschlussbeprobung zwar unter denen der Startbeprobung, jedoch überlappen sich auch hier die jeweiligen Konfidenzintervalle aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung im Boden.

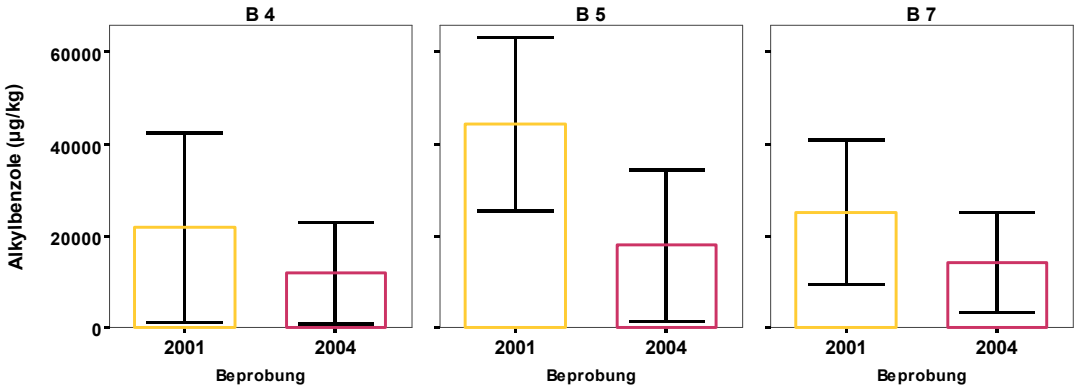


Abb. 3.12: 95 %-Konfidenzintervalle der Mittelwerte der Alkylbenzol-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone in den Bohrarealen B4, B5 und B7.

Um die Lage und Streuung der Messwerte innerhalb der Bohrareale genauer betrachten zu können, wurden die Daten zusätzlich in Box-Whisker-Plots aufgetragen. In den Boxplots wird die Häufigkeitsverteilung des jeweiligen Parameters mit Hilfe von Boxen und Fäden dargestellt. Jede Box ist gekennzeichnet durch den 25% (Q1)- und 75% (Q3)- Quartilwert sowie den mit einem Querbalken markierten Medianwert (Q2). Alle Werte, die weniger als die 1,5-fache Interquartildistanz (Q3-Q1) von der Box entfernt liegen, werden auf den Fäden dargestellt. Die übrigen Werte werden als Ausreißerwerte (^{o}) oder Extremwerte (*) angezeigt.

Auch bei dieser Darstellung (Abb. 3.13 - Abb. 3.15) zeigt sich das Problem, dass zwar eine unterschiedliche Lage der Boxen in Abhängigkeit vom Probennahmezeitpunkt zu erkennen

ist, aber gleichzeitig die starke Streuung keine eindeutige Aussage über das Ausmaß der Schadstoffminderung erlaubt.

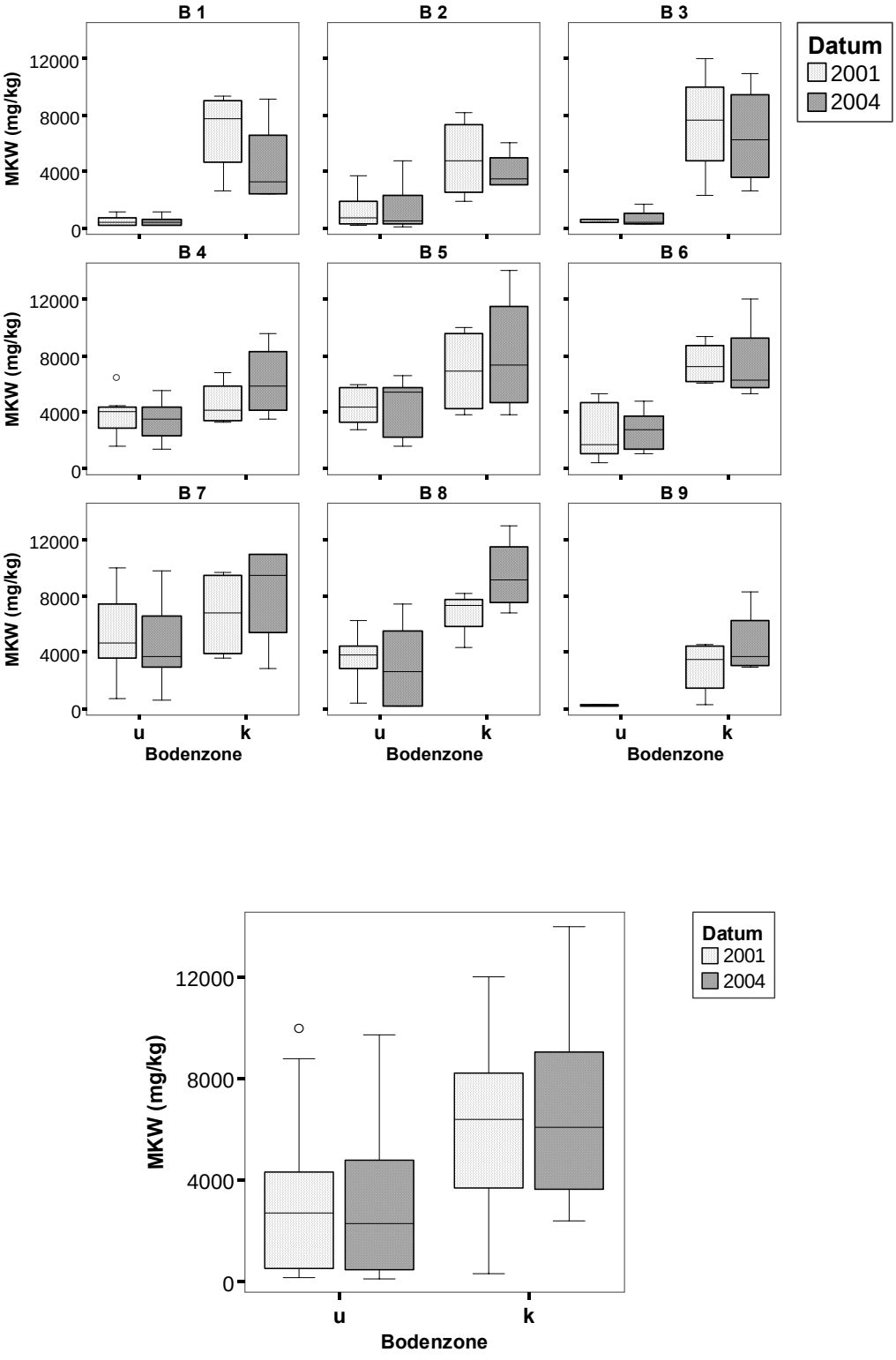
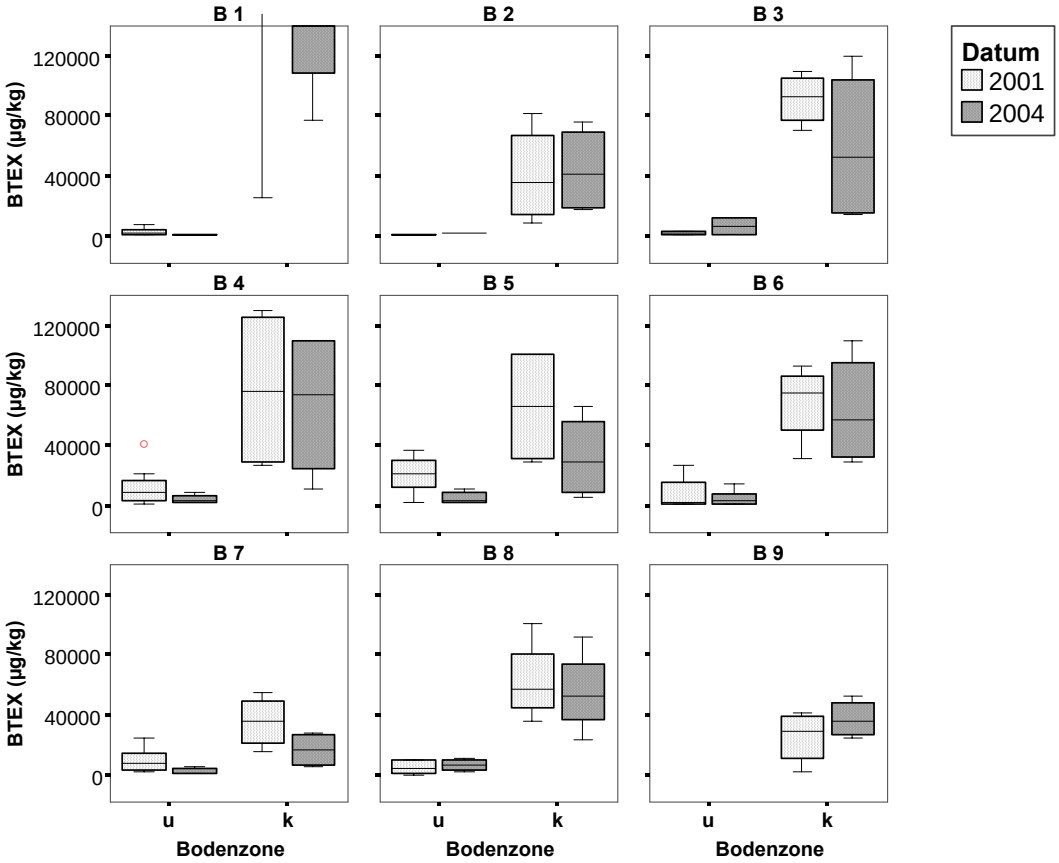


Abb. 3.13: Boxplots der MKW-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, Vk: B9) sowie der gesamten Messwerte (u= unges. Bodenzone , k = Kapillarzone).



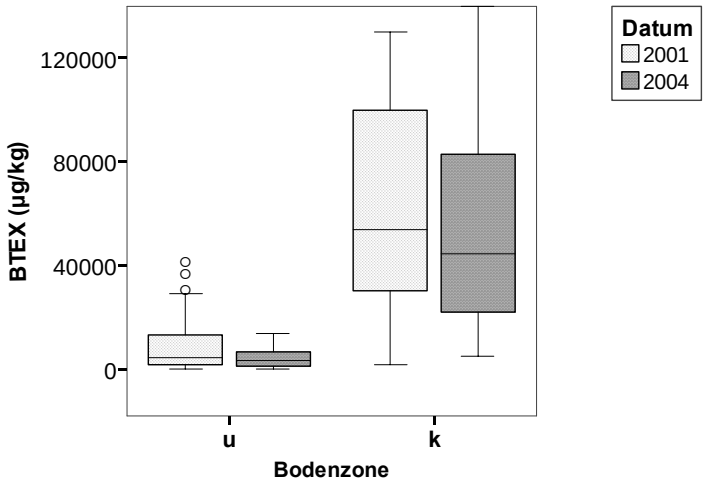


Abb. 3.14: Boxplots der BTEX-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, Vk: B9) sowie der gesamten Messwerte (u= unges. Bodenzone , k = Kapillarzone).

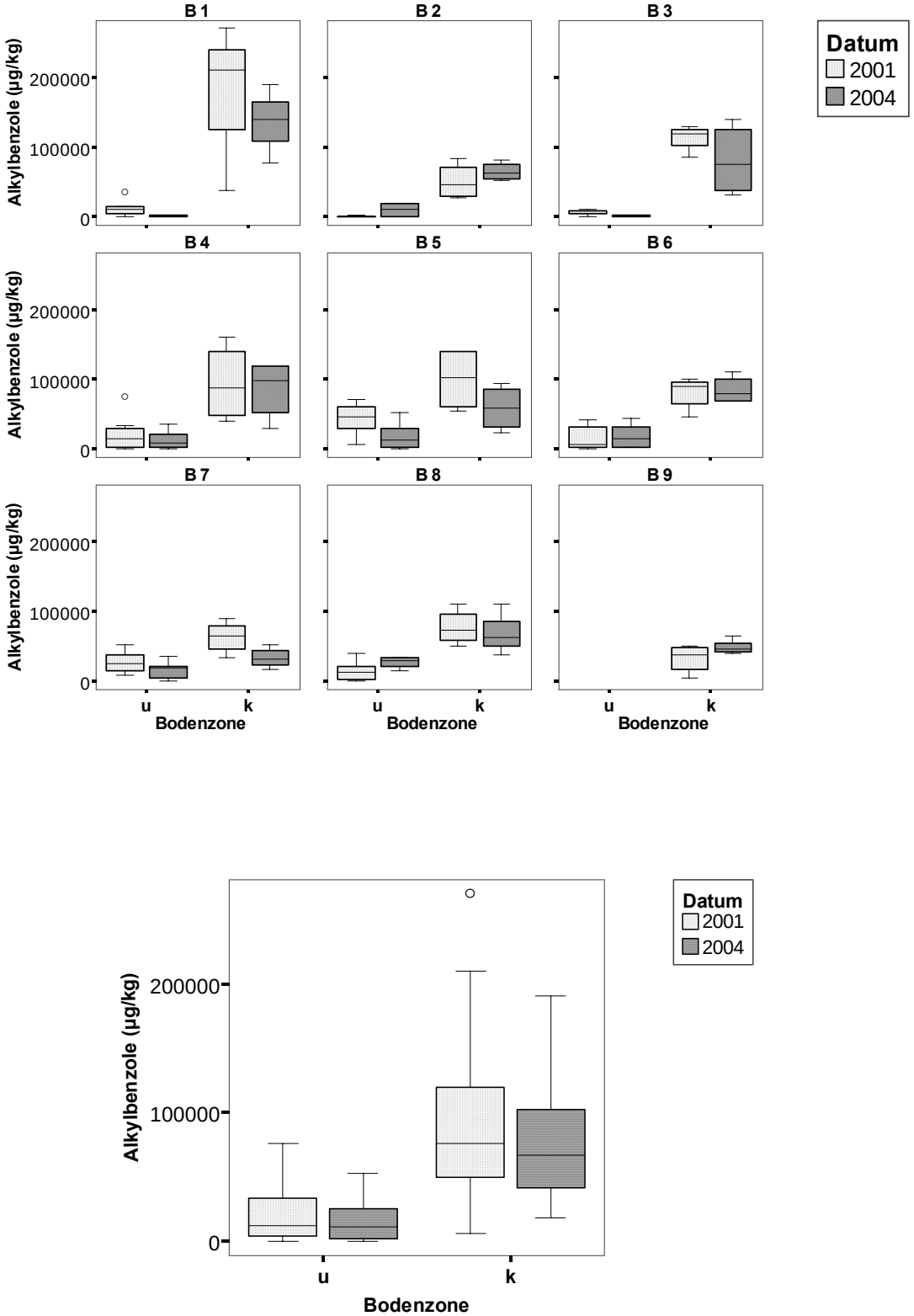


Abb. 3.15: Boxplots der Alkylbenzol-Gehalte in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, Vk: B9) sowie der gesamten Messwerte (u= unges. Bodenzone, k = Kapillarzone).

Abschließend sollen potenzielle Prozesse der Schadstoffverlagerung und der Volatilisierung leicht flüchtiger Verbindungen anhand der Schadstoffprofile diskutiert werden. Die auf den nachfolgenden Seiten dargestellten Abb. 3.16 bis Abb. 3.18 zeigen die Mittelwerte der Schadstoffgehalte in den beiden Bohrpunkten der Bohrareale bei den Probennahmen in 2001 und 2004. Geringfügige Verschiebungen der Profile sind bei den MKW-Gehalten überwiegend auf die inhomogene vertikale Schadstoffverteilung innerhalb der Bohrareale zurückzuführen. Für BTEX und die Alkylbenzole zeigt sich in allen Bohrarealen eine Schadstoffabnahme insbesondere in den oberen zwei Metern der ungesättigten Bodenzone, die wahrscheinlich sowohl auf mikrobielle Abbauprozesse als auch auf die Volatilisierung sehr leicht flüchtiger und die Auswaschung leicht löslicher Bestandteile in tiefere Bodenschichten zurückgeführt werden kann.

Die verschiedenen Auswertungsmethoden weisen darauf hin, dass es innerhalb von drei Jahren insbesondere bei den leicht flüchtigen Schadstoffen partiell zu einer Schadstoffabnahme gekommen ist. Eine statistisch gesicherte Quantifizierung kann aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung aber nicht vorgenommen werden.

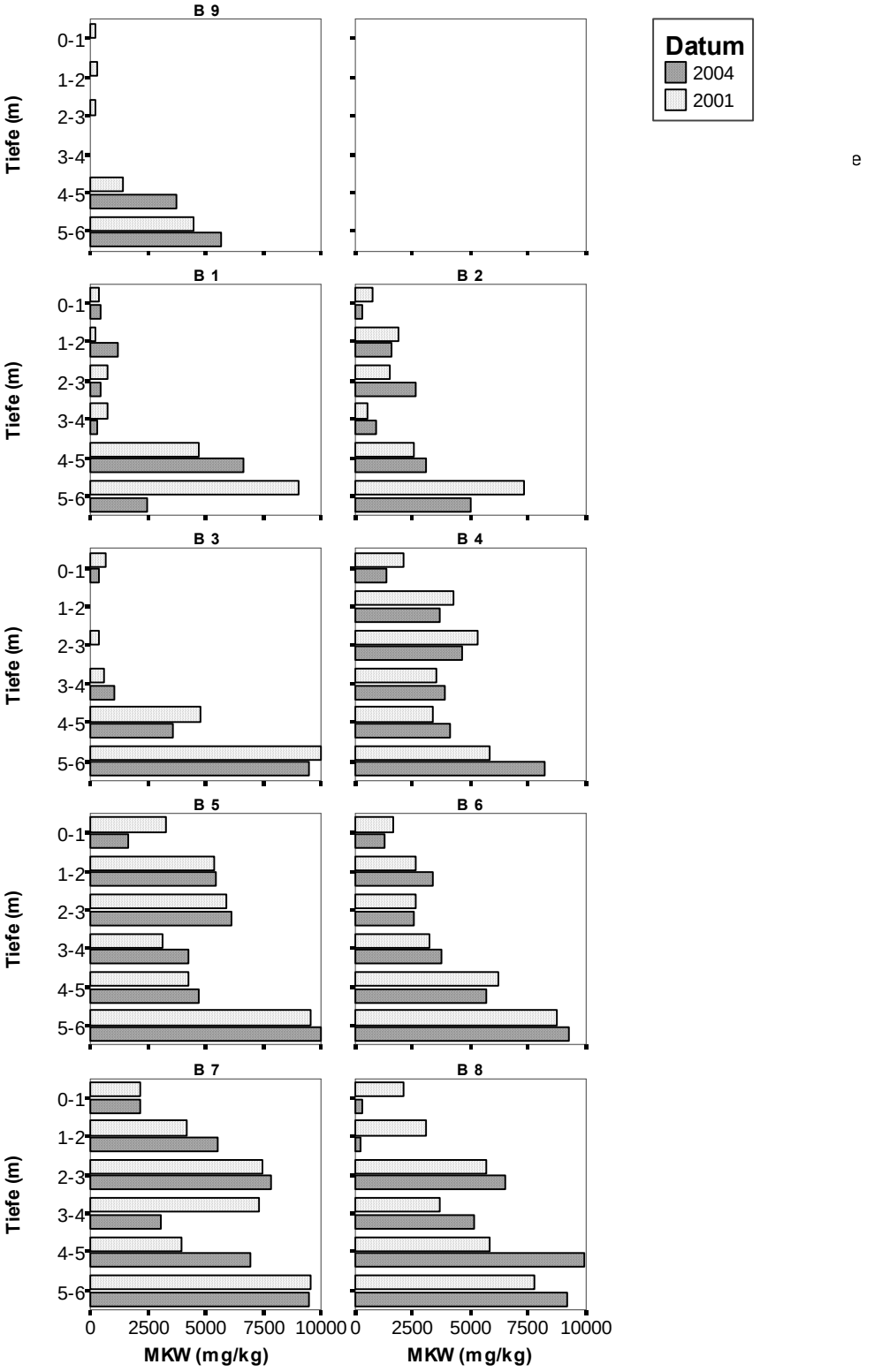


Abb. 3.16: MKW-Gehalte pro Bohrmeter (Mittelwert der Probennahme) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9).

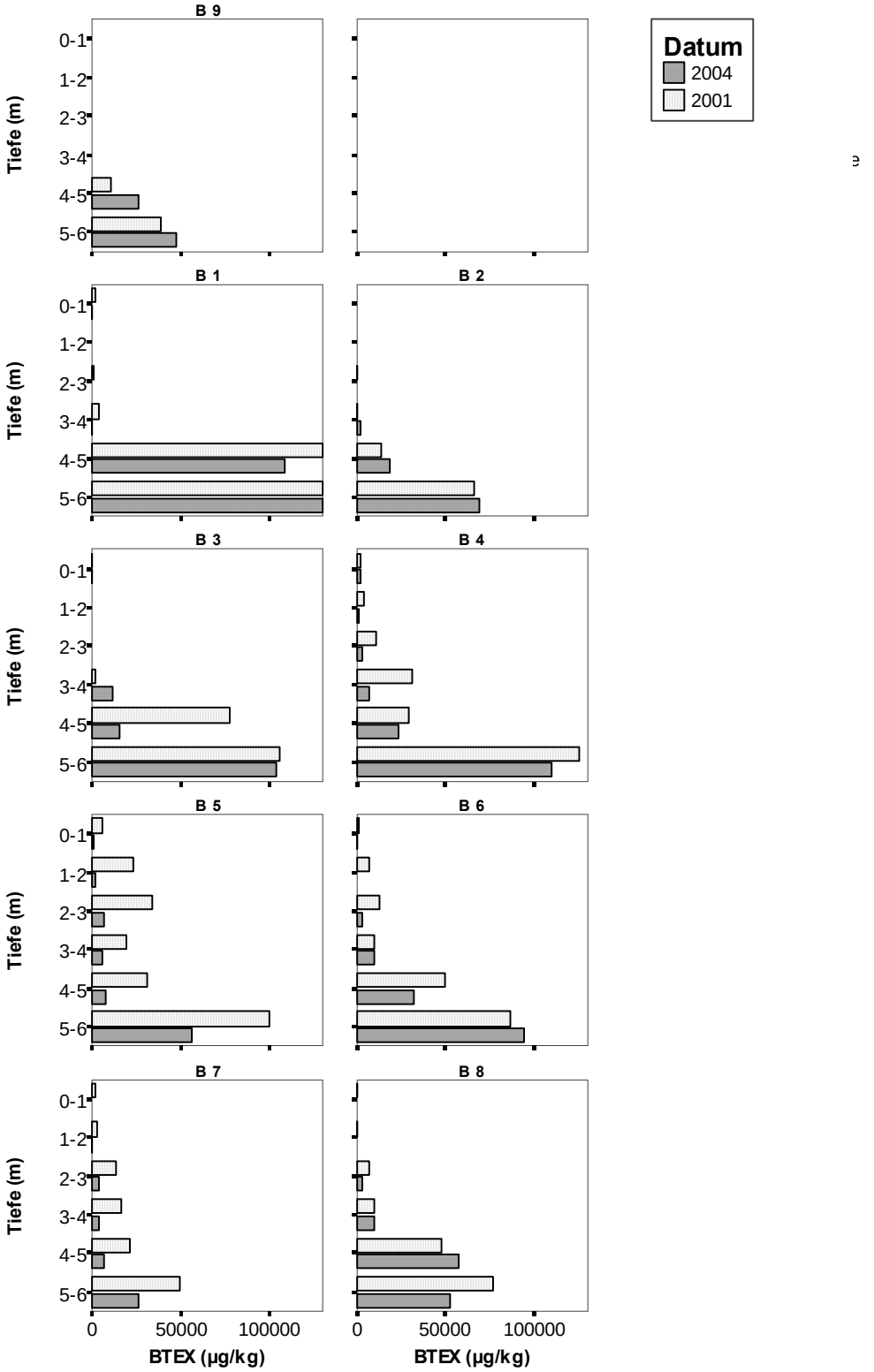


Abb. 3.17: BTEX-Gehalte pro Bohrmeter (Mittelwert der Probennahme) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9).

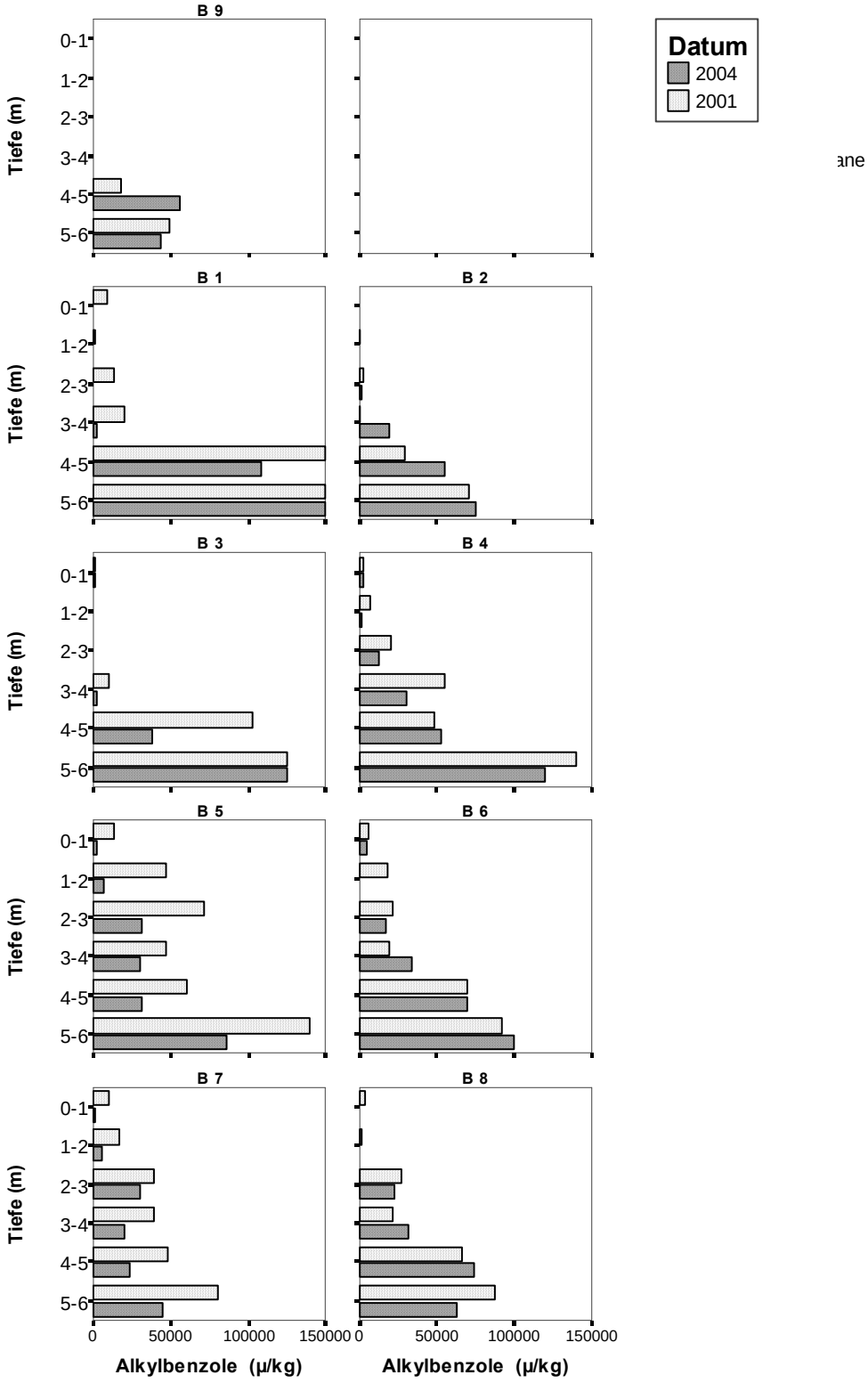


Abb. 3.18: Alkylbenzol-Gehalte pro Bohrmeter (Mittelwert der Probennahme) in den verschiedenen Bohrarealen (Testfeld: B1-B8, kontaminiertes Vergleichsareal: B9).

Zur Beurteilung des Schadstoffabbaus werden häufig theoretische Reaktionskinetiken 0. Ordnung bzw. 1. Ordnung (HÖPER & WILKE 2004) berechnet. Die Abbaurate 0. Ordnung nimmt einen über die Zeit konstanten, linearen Schadstoffabbau an. Bei Reaktionskinetiken 1. Ordnung wird der Abbau neben dem Faktor Zeit von der verbleibenden Substratkonzentration bestimmt.

0. Ordnung: $C_t = C_0 - b * t$

1. Ordnung: $C_t = C_0 * e^{-k*t}$

C_t = Konzentration zum Zeitpunkt t (µg/kg)
C_0 = Anfangskonzentration zum Zeitpunkt t (µg/kg)
t = Zeit seit Versuchsbeginn (Tage)
b = Abbaurate 0. Ordnung (µg kg^{-1} Tag^{-1})
k = Abbaukonstante 1. Ordnung (Tag^{-1})

Für die Bohrareale, in denen die Medianwerte und die Mittelwerte der Abschlussbeprobung unter denen der Anfangsbeprobung lagen, wurden die beiden Reaktionskinetiken für BTEX, Alkylbenzole und MKW berechnet (Tab. 3.4).

Tab. 3.4: Abbauraten 0. Ordnung und maximale Abbaukonstanten 1. Ordnung für BTEX, Alkylbenzole und MKW im Testfeld. Berechnung auf Grundlage der Medianwerte und einer Zeitspanne von 1040 Tagen.

	Bodenzone (u. GOK)	**Bohrareale**	**Abbauraten 0. Ordnung**	**Max. Abbaukonstanten 1. Ordnung (d^{-1})**
BTEX	0-4 m	B1, B4, B5, B6, B7	1-17 µg/kg*d	$2*10^{-4}$
	5-6 m	B1, B3, B4, B5, B6, B7, B8	2-160 µg/kg*d	$8*10^{-4}$
Alkylbenzole	0-4 m	B1, B3, B4, B5, B7	5-33 µg/kg*d	$6*10^{-4}$
	5-6 m	B1, B3, B5, B6, B7, B8	9-67 µg/kg*d	$17*10^{-4}$
MKW	0-4 m	B1, B 2, B3, B4, B7, B8	0,01-1,2 mg/kg*d	$4*10^{-4}$
	5-6 m	B3, B6	0,9-1,3 mg/kg*d	$3*10^{-4}$

Berechnete Abbaukinetiken spiegeln allerdings nicht zwangsläufig den biologischen Abbauprozess wider und müssen kritisch betrachtet werden (BOSSERT & COMPEAU 1995). Sie dienen in der Regel der Beschreibung von Experimenten im Labormaßstab, bei denen Einflussfaktoren wie Löslichkeit und Transport der Kontaminanten kontrollierbar sind. Für Feldversuche muss berücksichtigt werden, dass der Teil der Schadstoffminderung, der auf Volatilisierung und Austrag mit dem Sickerwasser zurückgeht, mit in die berechnete Abbaurate einfließt.

Die am TL Schäferhof-Süd bestimmten Abbaukonstanten liegen zum Teil deutlich unter den Werten, die in den in der Literaturrecherche ausgewerteten Veröffentlichungen (UMWELT-

BUNDESAMT 2004) angegeben werden. Zum Beispiel bestimmten ONG et al. (1994) Abbauraten aus in-situ Respirationstests von 0,5-27 mg TPH/kg*d und HINCHEE & ONG (1992) von 0,4-1 mg/kg*d. BOSSERT & COMPEAU (1995) listen für Feldversuche mit Dieselkraftstoffen Abbauraten von 10 mg/kg d und Abbaukonstanten von 0,018 d^{-1} (nach TROY et al. 1993) auf. Bei den leicht flüchtigen Schadstoffen liegen nur wenige Vergleichswerte vor. ALLEN-KING et al. (1996) erreichten auf einem Versuchsfeld einen Toluolabbau von 33-56 mg/kg*d, wobei die hohen Abbauraten sicherlich in der Höhe der Ausgangskonzentration im Boden begründet liegt.

3.1.2.4 MKW-Screening

An einem Bohrpunkt im Testfeld (T-B7) und an einem Bohrpunkt im kontaminierten Vergleichsareal (Vk-B9) wurde zusätzlich zum MKW-Summenparameter in jedem Bohrmeter eine Identifizierung der einzelnen Kohlenwasserstoffverbindungen durchgeführt.

Zum Zeitpunkt der Startbeprobung 2001 lagen in der ungesättigten Bodenzone des Testfeldes n-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis maximal C_{18} (0-1 m), C_{26} (1-3 m) und C_{19} (3-4 m) sowie iso-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) vor. Die angegebene Zahl der C-Atome der iso-Alkane beschreibt die längste zusammenhängende Kohlenstoffkette im Molekül. Bei der Abschlussbeprobung 2004 konnten im gleichen Bohrareal in 0-1 m Tiefe keine signifikanten MKW-Gehalte, in 1-3 m Tiefe n-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis C_{26} sowie die genannten iso-Alkane (vgl. Abb. 3.19) und in 3-4 m Tiefe lediglich iso-Alkane detektiert werden.

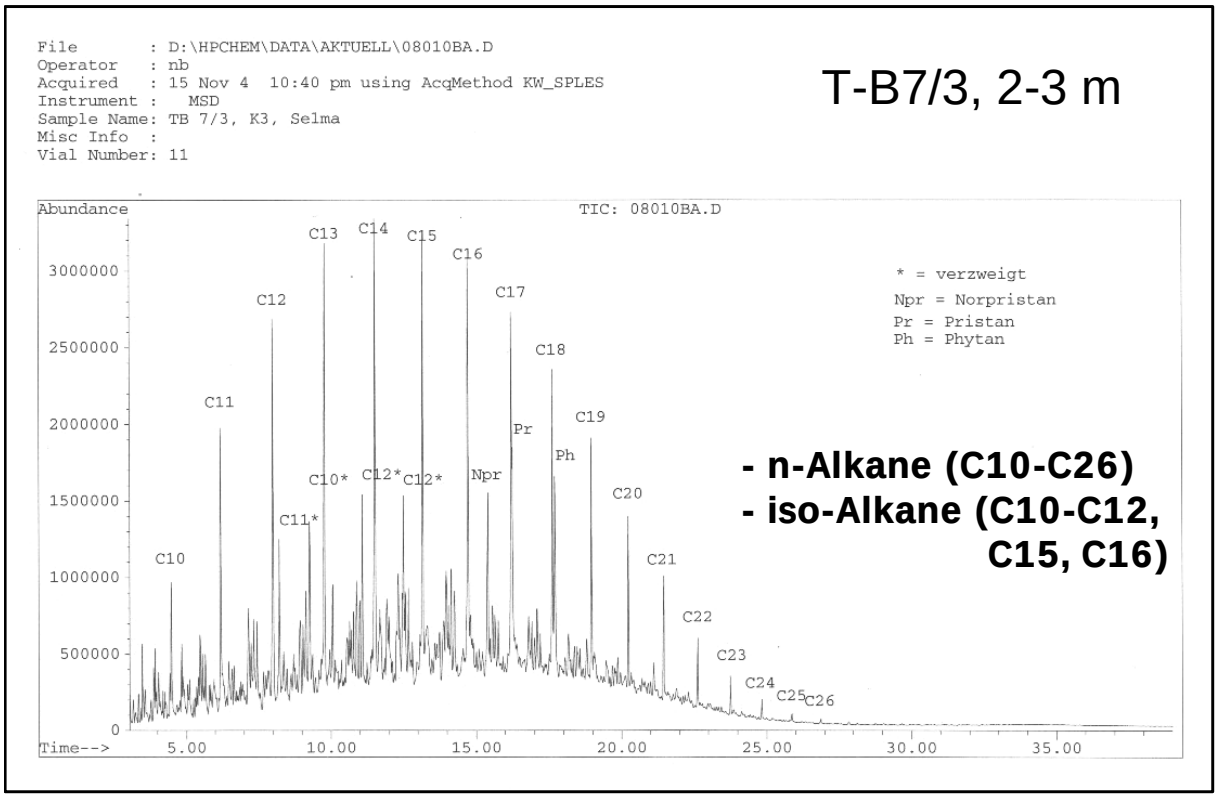


Abb. 3.19: GC/MS-Chromatogramm der Bodenprobe aus 2-3 m Tiefe (Testfeld, 2004).

In den Bodenproben des Kapillarsaums bzw. der gesättigten Bodenzone (4-6 m) wurden zu beiden Beprobungsterminen keine n-Alkane sondern lediglich iso-Alkane mit einer Kettenlänge von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) sowie Benzol- und Naphtalin-Derivate identifiziert (vgl. Abb. 3.20). Darüber hinaus konnten in den Proben aus 3-6 m u. GOK neben diversen mono-, di- und trimethylierten Naphtalinen auch Benzolderivate sowie bei der Startbeprobung vereinzelt Ölsäureamide nachgewiesen werden.

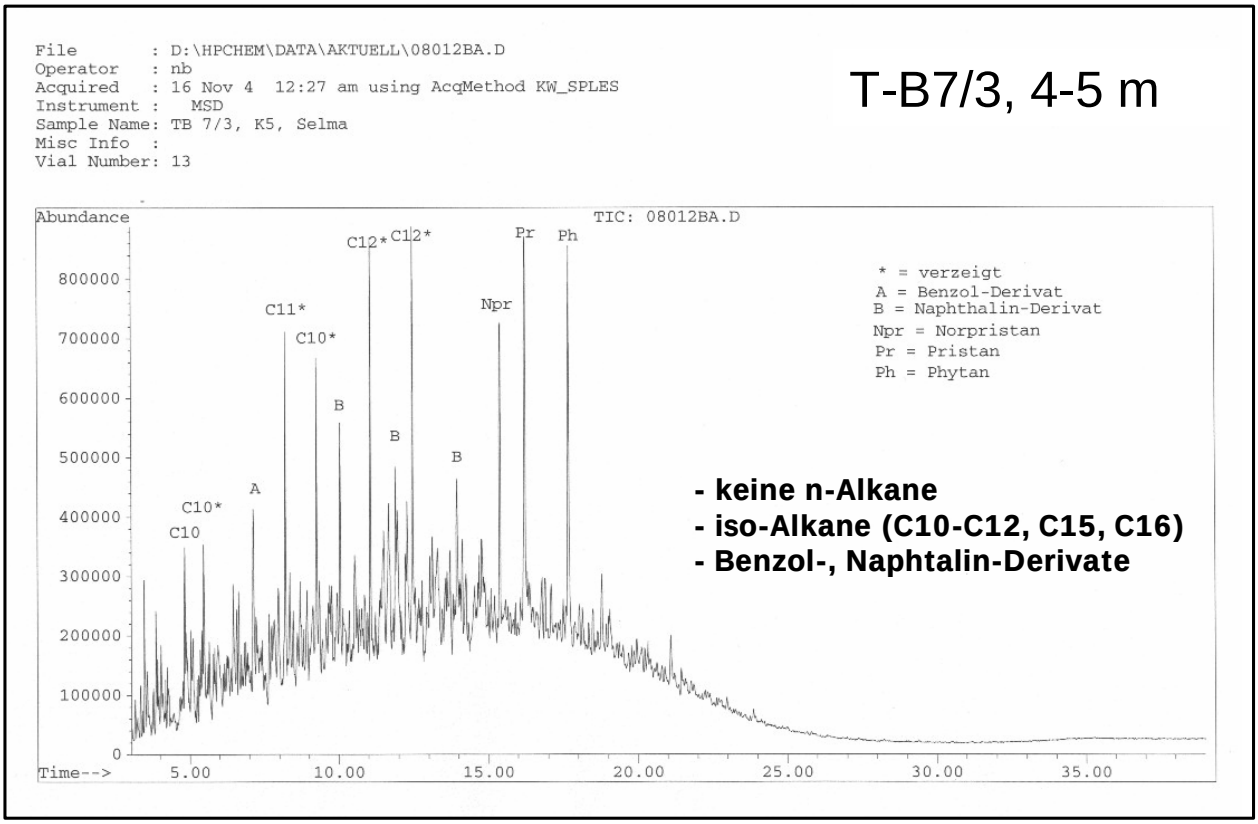


Abb. 3.20: GC/MS-Chromatogramm der Bodenprobe aus 4-6 m Tiefe (Testfeld, 2004).

Im kontaminierten Vergleichsareal konnte bei der Startbeprobung in 0-2 m, 3-4 m und 4-5 m u. GOK lediglich ein C_{12}-Alkan identifiziert werden. In 2-3 m u. GOK waren n-Alkane mit Kettenlängen von C_{12} bis C_{13} sowie iso-Alkane von C_{10} bis C_{12} und C_{15} (Pristan) vorhanden. In 5-6 m u. GOK lagen n-Alkane mit C_{10} bis C_{25} sowie iso-Alkane von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) vor. In allen Proben trat Ölsäureamid sowie in den Proben der gesättigten Bodenzone elementarer Schwefel (natürlicher Mineralölbestandteil) auf. Auf die Quelle des Ölsäureamids gibt es bislang keine Hinweise. Bei der Abschlussbeprobung fehlten bis in 4 m Bodentiefe jegliche Kohlenwasserstoffkontaminationen. Im Kapillarsaum hingegen wurden ebenfalls iso-Alkane von C_{10} bis C_{12}, C_{15} und C_{16} detektiert.

3.1.2.5 Physiko-chemische und biologische Parameter

An den Bohrpunkten T-B7 (Testfeld) und Vk-B 9 (kontaminiertes Vergleichsareal) wurden neben den Kontaminanten bodenkundliche, physiko-chemische und biologische Parameter bestimmt. Die Ergebnisse sind in der Übersichtstabelle (Anhang 2.1) zusammengestellt.

Bodenfeuchte

Generell begünstigen hohe Wassergehalte unterhalb der Sättigungsgrenze die mikrobielle Aktivität, das Optimum liegt zumeist bei 50-60 % der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) (u.a. GELLER 2001, KONING et al. 2000, NEALE et al. 2000). In den Bodenproben der ungesättigten Bodenzone wurde im Allgemeinen eine Bodenfeuchte von 2 bis 8 % des Gesamtgewichtes (92-98 % Trockensubstanz) ermittelt. Nach projektbegleitenden Versuchen mit Proben vom Testfeldrand liegt die maximale Wasserhaltekapazität in 1-2 m Bodentiefe bei 15-16 % des Trockengewichtes ($WHK_{50\%}$ = 7,5-8 %). Daraus kann geschlossen werden, dass der mikrobiologische Abbau am TL Schäferhof-Süd bei steigender Bodenfeuchte, zum Beispiel nach Niederschlagsereignissen, wahrscheinlich höher war als in klimatisch trockenen Zeiten.

Organischer Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC/DOC)

Mit dem TOC- (total organic carbon) und DOC- (disolved organic carbon) Gehalt wird der gesamte organische Kohlenstoffanteil im Boden, das heißt sowohl der natürlichen organischen Substanzen als auch der organischen Schadstoffe erfasst.

Die TOC-Gehalte im Testfeld und in den Vergleichsarealen lagen im obersten Bohrmeter bei 3.400-4.700 mg/kg. Im Testfeld nahmen die TOC-Gehalte (mit Ausnahme der Abschlussbeprobung in 2-3 m u. GOK) bis in 5 m Tiefe ab und stiegen dann in der Wasser gesättigten Bodenzone wieder deutlich an (4.600/ 6.700 mg/kg). Im kontaminierten Vergleichsareal gingen die Werte bis auf 100-200 mg/kg zurück, bevor in der Wasser gesättigten Bodenzone wieder knapp 2.000/ 3.000 mg/kg TOC erreicht wurden.

Oberflächennah resultieren die TOC-Konzentrationen vor allem aus den humosen Anteilen im Oberboden, was sich anhand der sprunghaften Abnahme der TOC-Gehalte in den Vergleichsarealen ab 1 m Bodentiefe deutlich zeigt. In größeren Tiefen dagegen korrelieren die Ergebnisse mit den unterschiedlichen Schadstoffgehalten im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal. Im unkontaminierten Vergleichsareal wirkten sich die höheren Humusanteile im Boden aus. Der TOC-Gehalt im Testfeld war sowohl in der ungesättigten Bodenzone als auch in der Kapillarzone bei der Abschlussbeprobung 2004 höher als bei der Startbeprobung 2001. Da hingegen die Schadstoffgehalte im Bohrpunkt T-B7/3 (2004) unter denen des Bohrpunktes T-B7/1 (2001) liegen, muss dieses Ergebnis auf Inhomogenitäten im Boden zurückgeführt werden.

Bei den DOC-Gehalten im Bodeneluat zeigt sich im Testfeld ein dem TOC-Gehalt ähnliches Verteilungsmuster. Im kontaminierten Vergleichsareal liegen in Relation zum Testfeld höhere Anteile leicht löslicher organischer Substanzen vor (DOC:TOC-Verhältnis). Insbesondere der oberste Bohrmeter sticht durch einen DOC-Gehalt von 17 mg/l im Eluat heraus. Im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal fallen die im Kapillarsaum etwa viermal höheren Gehalte bei der Beprobung im Jahr 2004 gegenüber der Bestimmung im Jahr 2001 auf. Die Ursache für diese hohen Werte ist ungeklärt.

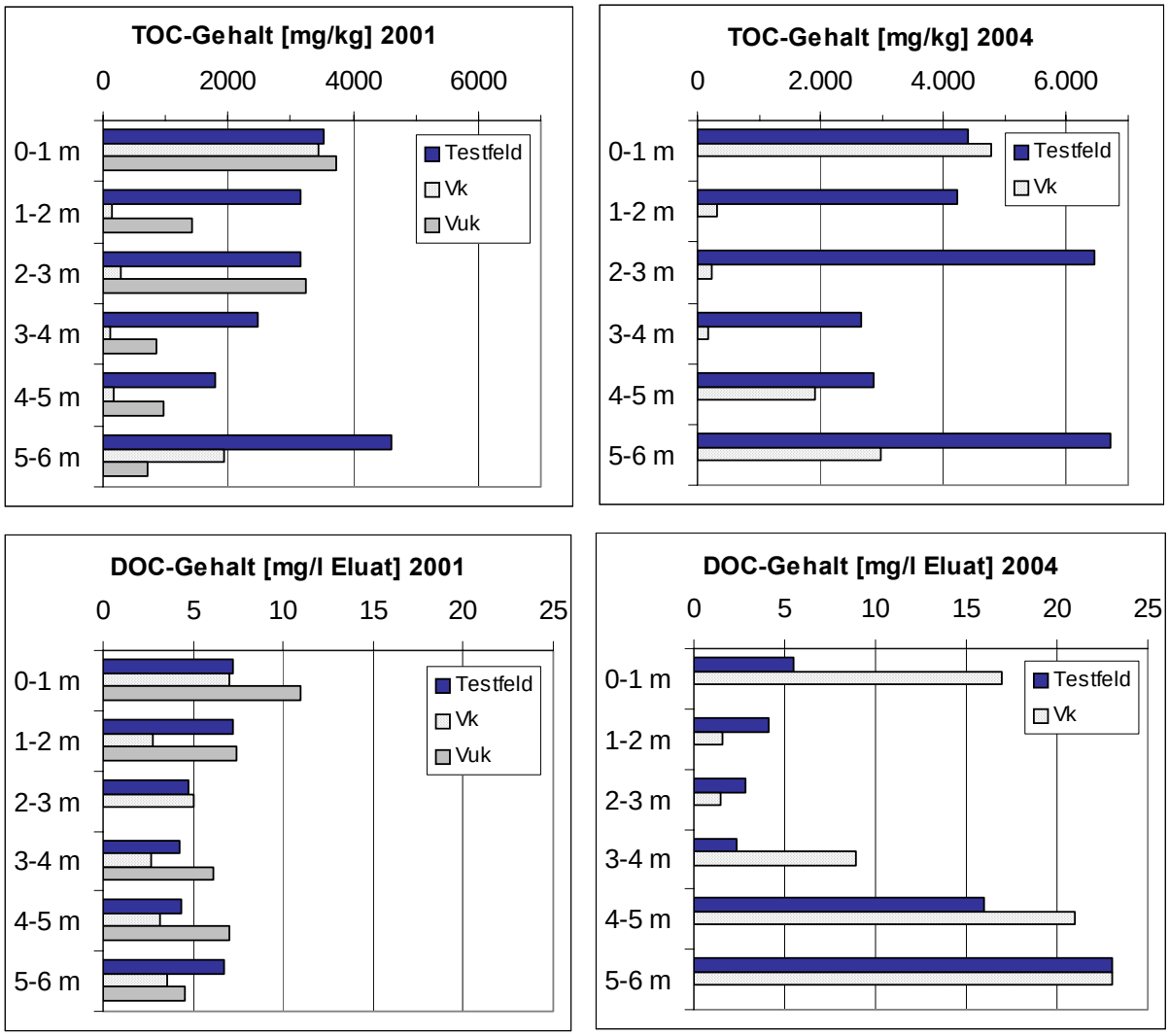


Abb. 3.21: TOC- und DOC-Gehalte (mg/kg) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).

Nährstoffgehalte

Um die Nährstoffsituation im Boden zu klären, wurden der Gesamtstickstoff, der verfügbare Nitrat- und Ammoniumstickstoff und das verfügbare Phosphat im Bodeneluat bestimmt. Des Weiteren kann die Zehrung von Nitrat durch den unter Sauerstoffmangel einsetzenden Verbrauch als alternativer Elektronenakzeptor ein wichtiges Anzeichen für biologische Abbauprozesse darstellen (GELLER 2001)

In den oberflächennahen Proben (0-1 m u. GOK) lag der Gesamtstickstoffgehalt zum Zeitpunkt der Startbeprobung bei 400 mg/kg (Testfeld), 250 mg/kg (kontaminiertes Vergleichsareal) und 340 mg/kg (unkontaminiertes Vergleichsareal). In allen drei Bohrprofilen ist ab 1 m Tiefe eine deutliche Abnahme der Stickstoffgehalte unter 100 mg/kg zu verzeichnen (Abb. 3.22). Bei der Abschlussbeprobung wurden im obersten Profilmeter Gesamtstickstoffgehalte in ähnlicher Größenordnung (210 und 420 mg/kg) bestimmt. In 1-2 m Bodentiefe lagen die Werte bereits unter 50 mg/kg. Für die Proben aus 2-6 m Tiefe betrug die Bestimmungsgrenze der Gesamtstickstoffgehalte 100 mg/kg TS (Bestimmungsgrenze 2001 < 50 mg/kg). Ammonium– und Nitrat-Stickstoff wurde generell nicht nachgewiesen werden.

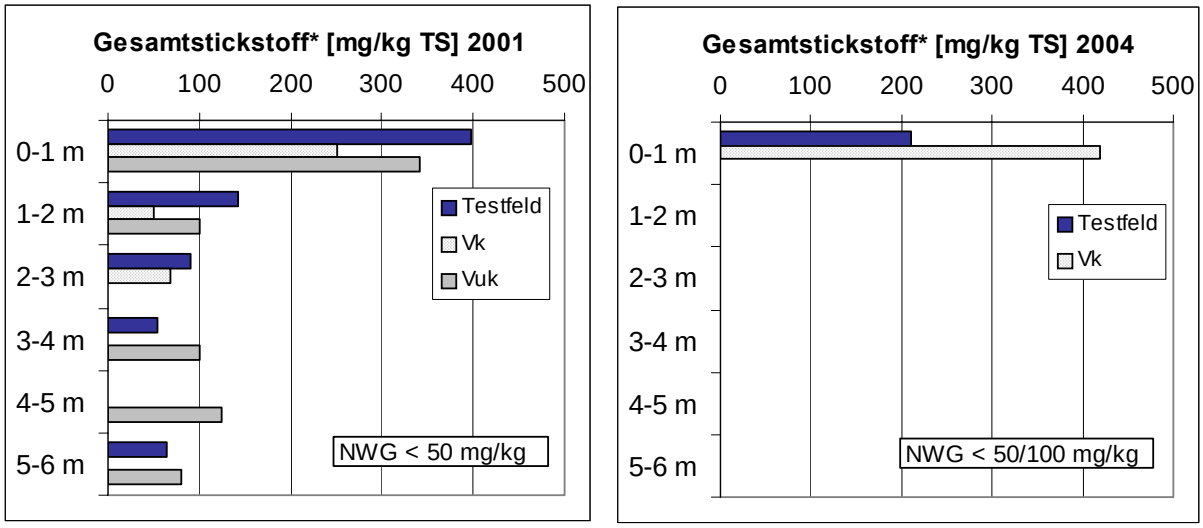


Abb. 3.22: Gesamtstickstoffgehalte (mg/kg) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).

Für die Phosphat-Gehalte zeigt sich ein ähnliches Bild. Bis 1 m u. GOK wurden im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal bei der Startbeprobung jeweils 30 mg/kg und bei der Abschlussbeprobung 52 mg/kg gemessen. Unterhalb von 2 bzw. 3 m Bodentiefe konnten keine nennenswerten Phosphatgehalte bestimmt werden. Im unkontaminierten Vergleichsareal lagen bei der Startbeprobung durchgängig Phosphat-Gehalte zwischen 10 und 20 mg/kg vor.

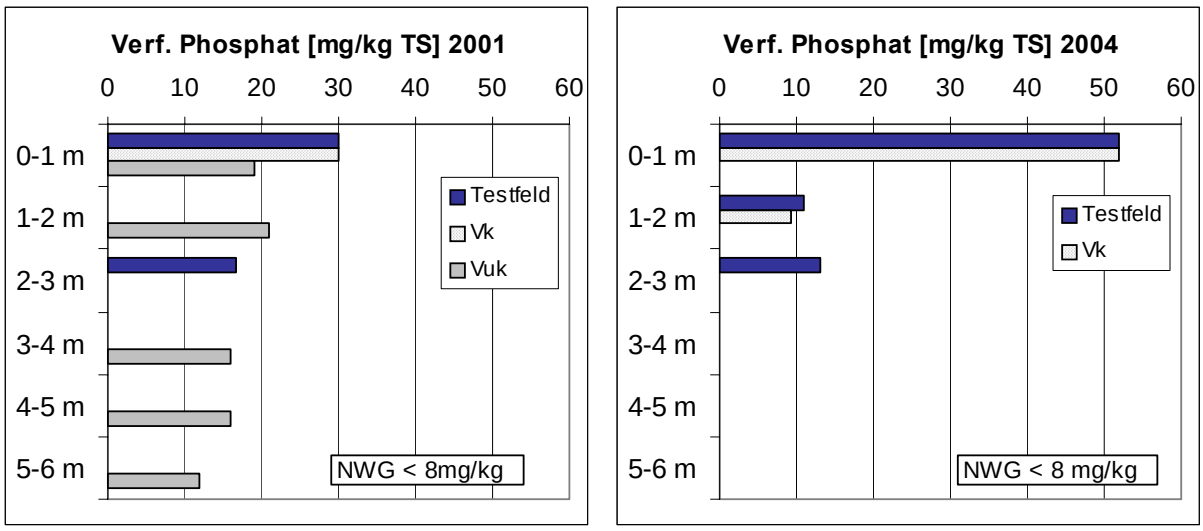


Abb. 3.23: Phosphatgehalte (mg/kg) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).

Die Ergebnisse zeigten sich die insgesamt schlechte Nährstoffversorgung der Böden im Bereich des Testfeldes und der Vergleichsareale. Zwischen den beiden Probennahmen hat sich diesbezüglich auch keine relevante Veränderung vollzogen. In der obersten Bodenschicht zeigt sich der Einfluss der Vegetation auf die Nährstoffgehalte. Ideale Nährstoffverhältnisse liegen bei C:N:P von mindestens 100:10:2 (ALEF 1994, GELLER 2001). Am TL Schäferhof-Süd wurde bei der Startbeprobung in 2-3 m Bodentiefe (Testfeld) lediglich ein C:N:P-Verhältnis von 100:3:0,5 erreicht.

pH-Wert

Der pH-Wert stellt einen wichtigen Indikator für die Milieubedingungen im Boden und damit für die Stoffwechselgeschwindigkeit und den Abbau von Kohlenwasserstoffen dar. Neutrale bis schwach alkalische pH-Bedingungen und eine hohe Pufferkapazität wirken sich vorteilhaft auf den mikrobiellen Abbau von MKW aus. Saure pH-Werte führen dagegen zu eingeschränkter Aktivität der Mikroorganismen.

Im Testfeld lag der pH-Wert bei der Startbeprobung 2001 zwischen 4,5 und 5,4 und bei der Abschlussbeprobung 2004 zwischen 4,9 und 5,7. Im kontaminierten Vergleichsareal lag er 2001 zwischen 4,9 und 5,6 und 2004 zwischen 5,6 und 6,9 (Abb. 3.24). Im unkontaminierten Vergleichsareal wurde bei der Startbeprobung ein pH-Wert von 6,3-7,0 im Bodeneluat gemessen. Eine Korrelation der pH-Wert-Schwankungen mit der Bodentiefe konnte nicht festgestellt werden.

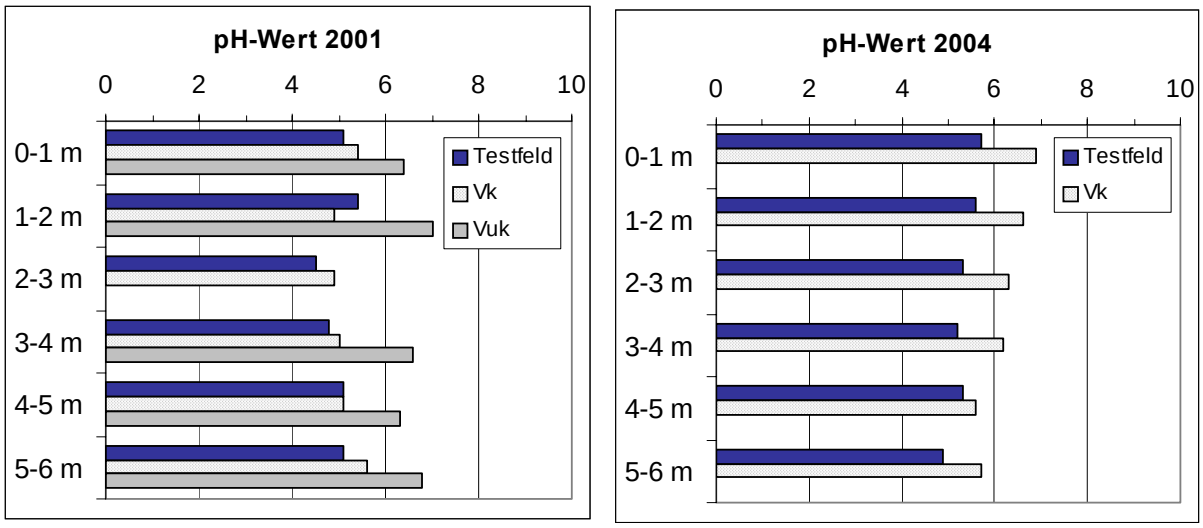


Abb. 3.24: pH-Werte im Boden bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).

Die pH-Werte in der ungesättigten Bodenzone sind damit während der dreijährigen Projektlaufzeit im Testfeld durchschnittlich um 0,5 und im kontaminierten Vergleichsareal um 1,5 pH-Einheiten angestiegen (Abb. 3.25). Unter Berücksichtigung der logarithmischen Funktion des pH-Wertes ($pH = -lg [H^+]$) können sich derartige Unterschiede erheblich auf das mikrobielle Milieu auswirken. Es ist anzunehmen, dass sich nach dem Entfernen der Folienabdeckung im Bereich der rückgebauten Dieselabfüllstation (Januar 2001) durch Eindringen von Niederschlagswasser nach und nach Veränderungen im Bodenmilieu eingestellt haben, die unter anderem zu einer pH-Erhöhung durch Aktivierung des Bodenpuffers führten. Zeitgleich ist im kontaminierten Vergleichsareal die Kohlendioxidproduktion aus biologischen Abbauprozessen, eine wichtige Quelle für die Bodenacidität, zurückgegangen (vgl. Kap. 3.2.2). Für den mikrobiellen Schadstoffabbau im Testfeld würde sich eine weitere Erhöhung des pH-Wertes im Boden positiv auswirken.

Um die potenzielle Pufferung des Bodens durch die Karbonatanteile der Boden-Matrix abzuschätzen, wurden an ausgewählten Proben Karbonatbestimmungen durchgeführt. Die bei der Abschlussbeprobung in 1-2 m, 3-4 m und 5-6 m u. GOK bestimmten Karbonatgehalte liegen im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal unter der Bestimmungsgrenze von

10 mg/kg (nach DIN ISO 10694). Im Auffüllungskörper des unkontaminierten Vergleichsareals wurden bei der Startbeprobung geringe Karbonatkonzentrationen (0,1 % $CaCO_3$ nach DIN 10693) gemessen.

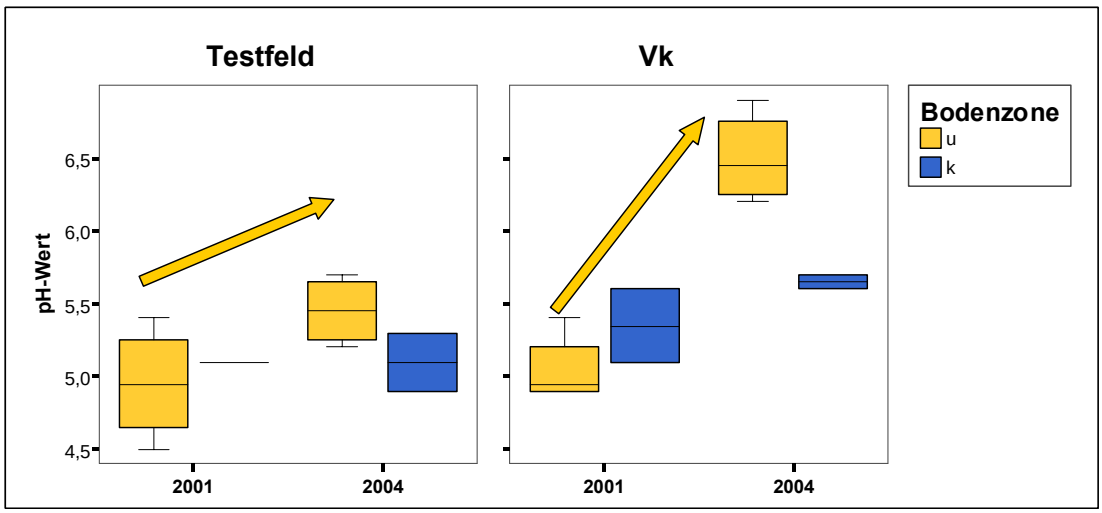


Abb. 3.25: Boxplot-Diagramm der pH-Werte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal bei der Start- und Abschlussbeprobung. Die ungesättigte Bodenzone (u) und der Kapillarsaum (K) sind getrennt dargestellt.

Eisengehalt

Eisen- und Aluminiumhydrate können die Sorptionseigenschaften eines Bodens wesentlich verändern. Unter anaeroben Bedingungen können Eisenoxide als Elektronenakzeptor beim mikrobiellen Schadstoffabbau fungieren. Zur Abschätzung des Eisengehaltes im Boden wurde dieser Parameter im Testfeld und aufgrund der im Projektverlauf aufgetretenen Probleme mit der starken Verockerung der Sickerwassermessstellen bei der Abschlussbeprobung im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal bestimmt.

Die Eisengehalte im Testfeld lagen über das gesamte Bodenprofil bei 1.500 bis 3.500 mg/kg, im kontaminierten Vergleichsareal bei 1.300 bis 3.300 mg/kg Die höchsten Konzentrationen wurden oberflächennah und in 2-3 m Tiefe beobachtet. Die Ergebnisse stützen die Beobachtungen aus der Bodenansprache: insgesamt leicht rostrot gefärbte Böden mit Einschaltungen von eisenreicheren, stärker gefärbten Lagen oder Linsen (ungesättigte Bodenzone).

Läge das gesamte Eisen als Eisen(III)-Oxid vor, ergäben sich im Testfeld (Bohrareal B7) Fe_2O_3-Gehalte von 0,2-0,5 %. Zum Vergleich gibt SCHEFFER (2002) den durchschnittlichen Fe_2O_3-Gehalt eines Flugsandes mit 0,2 % an. Insgesamt beträgt der Eisenoxidgehalt von Böden häufig zwischen 0,2 und 5 %. Damit liegt am TL Schäferhof-Süd ein schwach eisenhaltiger Boden vor.

Bodenatmung

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mittels der Bodenatmung stellt aufgrund des direkten Zusammenhangs mit biologischen Abbauprozessen einen wichtigen Parameter dar.

Insgesamt wurden im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal für Sandböden nicht ungewöhnlich geringe basale Bodenatmungsraten gemessen (Abb. 3.26). Die Bodenatmung im Testfeld war zum Zeitpunkt der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung unverändert niedrig (2001: 13-62 mg CO_2/ 24h kg TS, 2004: 12-54 mg CO_2/24h kg TS), obwohl aufgrund der zu erwartenden mikrobiellen Abbauprozesse von einer Zunahme der Bodenatmungsraten auszugehen war. Im kontaminierten Vergleichsareal dagegen stiegen die Bodenatmungsraten innerhalb von drei Jahren um das zwei- bis dreifache (2001: <10-22 mg CO_2/24h kg TS, 2004: 19-77 mg CO_2/ 24h kg TS). Im Profil nehmen die Werte unterhalb von 1 m Bodentiefe stark ab.

Im unkontaminierten Vergleichsareal lagen bei der Startbeprobung die Bodenatmungsraten gegenüber dem Testfeld um ein mehrfaches höher (40-900 mg CO_2/24h kg TS). Aufgrund abiotischer Kohlendioxidbildung können hohe Karbonatanteile in Bodenproben zu einer "Verfälschung" der Messergebnisse führen. Bei Karbonatgehalten im unkontaminierten Vergleichsareal von lediglich ca. 0,1 % $CaCO_3$ lassen sich die auffälligen Unterschiede in der Bodenatmung jedoch nicht ausschließlich über die abiotische Kohlendioxidbildung erklären.

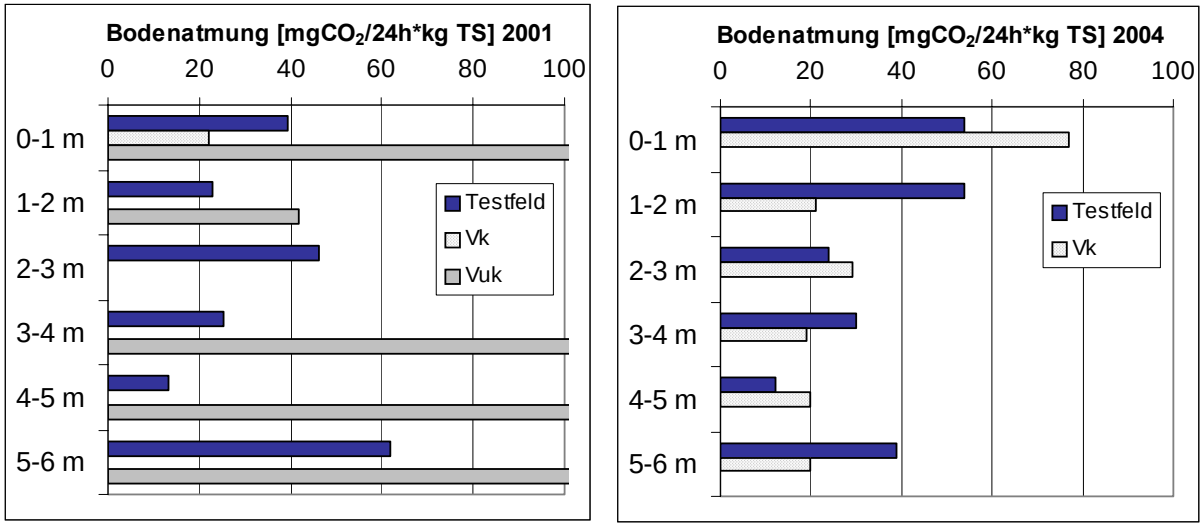


Abb. 3.26: Bodenatmung (mg CO_2/24h*kg*TS) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).

Dehydrogenase-Aktivität

Die Dehydrogenase-Aktivität gilt ebenfalls als Maß für die mikrobielle Aktivität eines Bodens. Die im Forschungsprojekt gewonnenen Ergebnisse lassen jedoch diesbezüglich keine Schlussfolgerungen zu. Es ist zu berücksichtigen, dass Dehydrogenase-Aktivitätstests häufig nicht oder schlecht reproduzierbare Ergebnisse liefern (J. WARRELMANN, pers. Mitteilung 2004).

Bei der Startbeprobung wurde im Testfeld eine Dehydrogenase-Aktivität von 10 bis 223 µg TPF/16h*g TS gemessen. In der ungesättigten Bodenzone tritt die höchste Dehydrogenase-Aktivität in den Bereichen der höchsten Schadstoffkonzentrationen (2-3 m: 8.800 mg/kg) auf. Es zeigt sich keine Korrelation mit der Bodenatmung. Im kontaminierten Vergleichsareal wurden bei der Startbeprobung < 4 bis 26 µg TPF/16h*g TS und im unkontaminierten Vergleichsareal 5 bis 213 µg TPF/16h*g TS (besonders hohe Werte im Kapillarsaum) gemessen. Bei der Abschlussbeprobung hingegen lag die Dehydrogenase-Aktivität in allen Proben unter der Bestimmungsgrenze.

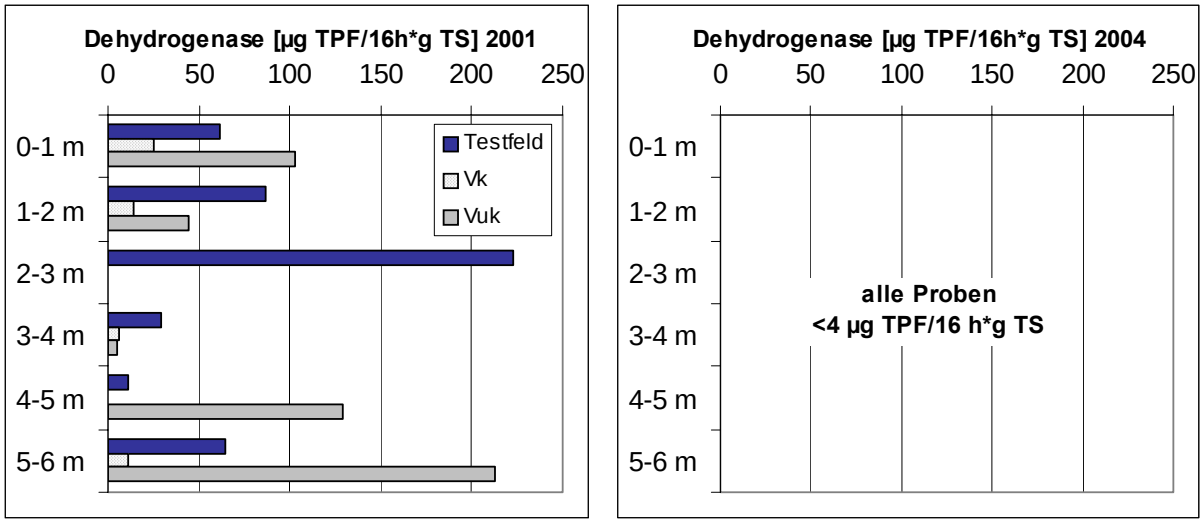


Abb. 3.27: Dehydrogenase-Aktivität (µg TPF/16h g TS) bei der Start- (2001) und Abschlussbeprobung (2004).

Potenzielle Nitrifikation

Um Hinweise über die Anteile nitrifizierender und denitrifizierender Prozesse im Boden zu erhalten, wurde zusätzlich zu den Nitratgehalten die potenzielle Nitrifikation unter Zugabe von Ammonium-Stickstoff innerhalb von vier Wochen beobachtet. Weiterhin stellt die Nitrifikation einen schadstoffsensitiven Indikator dar.

In Abb. 3.28 wurden für die Böden der Startbeprobung die Nitrat-/Nitrit-Bildung und der gleichzeitige Ammonium-Verbrauch am Ende der vierwöchigen Testdauer gegenübergestellt. Ein zur Kontrolle getesteter unkontaminierter Boden zeigte die fast vollständige Umsetzung von Ammonium (52 mg N/ kg TS) zu Nitrat- bzw. Nitritstickstoff (46 mg N/kg TS).

Im Testfeld lag bei der Startbeprobung keine messbare Nitrifizierung vor, im kontaminierten Vergleichsareal nur bis in 1 m Tiefe (29 mg N/kg TS). Im unkontaminierten Vergleichsareal nahm die Nitrat-/Nitrit-Bildung von oberflächennah 84 mg N/ kg TS auf Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze in 5-6 m Tiefe ab. Nitrat-/Nitrit-Bildung und Ammonium-Verbrauch waren miteinander korreliert. Die gegenüber dem unkontaminierten Vergleichsareal und dem Vergleichsboden niedrigen Nitrifikationsraten im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal sind mit der Anwesenheit der Schadstoffe zu erklären.

Bei der Abschlussbeprobung konnte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal bis in 4 m Tiefe zwar ein Ammoniumverbrauch von bis zu 32 mg N/kg TS festgestellt werden, die zu erwartende gleichzeitige Nitrifikation blieb jedoch aus. Eine Erklärung hierfür könnte sein, dass beim Aufbau von Biomasse (z.B. durch Schadstoffabbau) nicht zwangsläufig eine Nitratbildung erfolgt, sondern Ammonium auch in Form von Aminosäuren direkt in die Zellsubstanz eingebaut werden kann (SITTE et al. 1998).

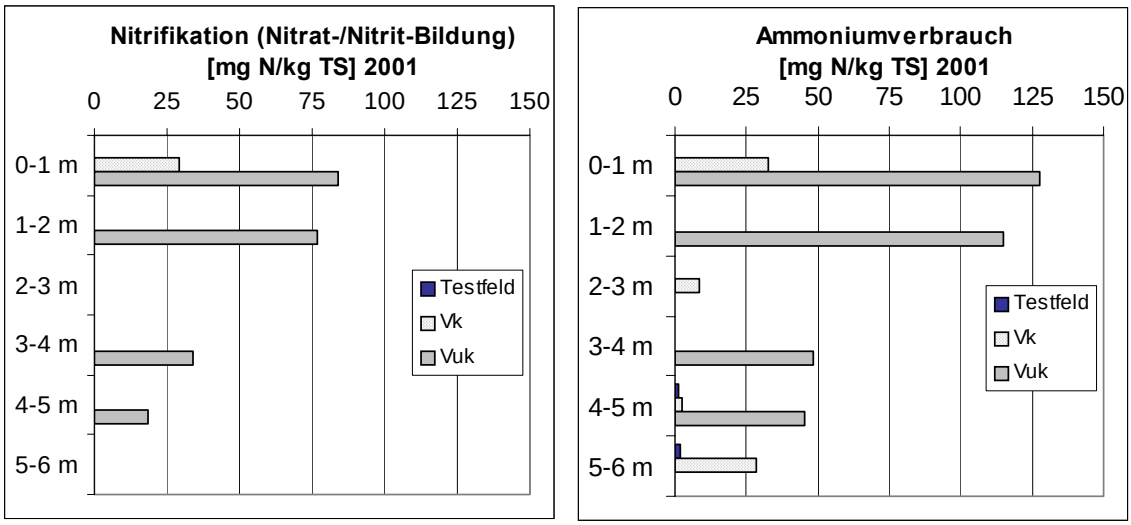


Abb. 3.28: Nitrifikation und Ammoniumverbrauch (mg N/kg TS) bei der Startbeprobung (2001).

3.1.3 Interpretation der Ergebnisse

Testfeld und Vergleichsareale

Im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal liegt bis in die gesättigte Bodenzone ein Sandboden mit leicht feinkiesigen Anteilen und gelegentlichen Einschaltungen von Schlufflagen und Tonlinsen vor. Der beim Gebäuderückbau ausgehobene Bodenbereich war bis in maximal 1,20 m Tiefe durch Bodenmaterial aufgefüllt worden. Im unkontaminierten Vergleichsareal wurde ein Auffüllungskörper bis in 4 m u. GOK angetroffen.

Nach dem Untersuchungskonzept war vorgesehen, die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen in dem hoch kontaminierten Testfeld mit einem leicht kontaminierten Vergleichsareal und einem unkontaminierten Vergleichsareal in Bezug zu setzen. Bei der Betrachtung der physiko-chemischen und biologischen Parameter im unkontaminierten Vergleichsareal fallen unabhängig von den Schadstoffkonzentrationen die starken Unterschiede gegenüber dem Testfeld und dem kontaminierten Vergleichsareal auf. Dafür verantwortlich ist wahrscheinlich der bis in ca. 4 m Tiefe reichende Auffüllungskörper in diesem Bereich. Aufgrund der Voruntersuchungen am TL Schäferhof-Süd im Februar und März 2001 wurde als unkontaminiertes Vergleichsareal ein Bereich 60 m westlich des Testfeldes ausgewählt, der aufgrund des Bodenprofils und der Abwesenheit von Schadstoffen bis in 5 m u. GOK für die weiteren Untersuchungen geeignet schien. Bei der Startbeprobung Ende 2001 musste das Bohrareal für das unkontaminierte Vergleichsareal um einige Meter weiter nach Westen verlegt werden, da der Bohrpunkt der Voruntersuchungen durch die damaligen Bauarbeiten am

Standort (Verfüllung von Baugruben rückgebauter Tankanlagen) beeinträchtigt worden war. Das aufgenommene Bodenprofil und die analytischen Untersuchungen des versetzten Bohrareals Vk-B10 haben gezeigt, dass das unkontaminierte Vergleichsareal zwar weiterhin den gesetzten Anforderungen bezüglich der Schadstoffkonzentrationen genügte, eine Vergleichbarkeit insbesondere der Bodenparameter und physiko-chemischen Parameter mit dem Testfeld und dem kontaminierten Vergleichsareal aufgrund des Auffüllungskörpers im Bereich des Bohrareals (bis in 4 m u. GOK) aber kaum gegeben ist. Aus diesem Grund wurde bei der Abschlussuntersuchung auf weitere Bohrungen im unkontaminierten Vergleichsareal verzichtet. Die Interpretation der Daten aus den Bodenuntersuchungen stützt sich deshalb überwiegend auf die Ergebnisse aus den Proben des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals.

Schadstoffverteilung und Schadstoffabbau

Im Testfeld liegen über das gesamte Bodenprofil hohe Schadstoffkonzentrationen (MKW, BTEX, Alkylbenzole) mit einem Maximum im Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone (4-6 m Tiefe) vor. Lateral ist der südliche Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation am stärksten kontaminiert. Wie sich aus den Bodenuntersuchungen innerhalb anderer Forschungsprojekte ergeben hat, setzt sich der Kontaminationsschwerpunkt auch außerhalb des Testfeldes in Richtung Süden und Westen fort.

Das Spektrum der im Testfeld nachgewiesenen MKW-Verbindungen entspricht mit Kettenlängen der n-Alkane von C_9 bis maximal C_{26} einer Verteilung, die beispielsweise auch ASHLEY et al. (1994) in einem verwitterten Diesel-Schaden nachgewiesen haben. Zwischen den Probennahmeterminen hat sich im Chromatogramm keine Verschiebung des MKW-Spektrums gezeigt, wie sie durch den verstärkten Abbau bestimmter kurz- oder langkettiger Aliphate erfolgen kann. Im Kapillarsaum fällt im Spektrum die Abwesenheit von n-Alkanen auf, wohingegen iso-Alkane in gleicher Verteilung wie in der ungesättigten Bodenzone auftreten. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass im Wasser gesättigten Bodenbereich eine mikrobielle Schadstoffminderung stattfindet bzw. stattgefunden hat, die zum Abbau von n-Alkanen unabhängig von deren Kettenlänge geführt hat. Dass zeitgleich keine verzweigten Verbindungen abgebaut wurden, spricht dafür, dass in der gesättigten Bodenzone zumindest zeitweise anaerobe Milieubedingungen vorlagen. Unter anaeroben Bedingungen beobachteten auch TOWNSEND et al. (2003) den selektiven Abbau von n-Alkanen in einem Rohöl. Während ein breites Spektrum von mittel bis langkettigen n-Alkane innerhalb von 14 Monaten stark abgebaut wurde, konnte für die verzweigten Isoprenoide Pristan und Phytan, die unter aeroben Bedingungen als abbaubar gelten (FRITSCHE et al. 1998), keine Biodegradation nachgewiesen werden.

In der dreijährigen Projektlaufzeit ist es partiell zu einer Schadstoffabnahme insbesondere der leicht flüchtigen Verbindungen gekommen. Im gesamten Testfeld haben die BTEX- und Alkylbenzolgehalte in den oberen zwei bis drei Metern deutlich abgenommen. Im Kapillarsaum hingegen sind Schadstoffkonzentrationen unverändert hoch. Der mikrobielle Abbau von BTEX, Alkylbenzolen und kurzkettigen n-Alkanen (bis C_{10}) im Boden wird durch die Bodenluftdaten belegt (s. Kap. 3.2.2). Aufgrund der inhomogenen Verteilung der Kontaminanten im Boden kann die Schadstoffminderung aber nicht über die gesamte Fläche des Testfeldes nachgewiesen werden. Zu welchen Anteilen die Schadstoffminderung durch

mikrobiellen Abbau oder auch durch Verflüchtigung und Auswaschung erfolgte, ist mit den vorliegenden Felddaten nicht zu bilanzieren.

Für die MKW-Gehalte im Boden konnte keine statistisch gesicherte Schadstoffminderung belegt werden. Aufgrund der Abnahme der n-Alkane in der Bodenluft zwischen 2002 und 2004 (vgl. Kap. 3.1.3) kann aber auf einen mikrobiellen Abbau von MKW-Verbindungen und eine Verflüchtigung kurzkettiger Alkane geschlossen werden. Die Abbauraten reichten aufgrund der inhomogenen Schadstoffverteilung jedoch nicht aus, um die Schadstoffminderung anhand der Bodendaten zu belegen.

Im kontaminierten Vergleichsareal wurden zu Projektende in der ungesättigten Bodenzone keine MKW-Kontaminanten mehr nachgewiesen, im Kapillarsaum hingegen war eine Anreicherung zu verzeichnen. Im kontaminierten Vergleichsareal und insbesondere in den Bohrarealen B1 und B2 des Testfeldes fällt die Diskrepanz zwischen den geringen MKW-Gehalten in der ungesättigten Bodenzone und den sehr hohen Gehalten in der gesättigten Bodenzone auf. Als Eintragsquelle kommen daher nicht nur Kontaminationsherde in der ungesättigten Bodenzone in Frage, sondern auch der Grundwasserpfad. Die genannten Bohrareale liegen in der Schadstofffahne, die sich vom Testfeld in Grundwasserabstrom-richtung ausbreitet.

Das Beispiel des kontaminierten Vergleichsareals hat gezeigt, dass bei geringen Schadstoff-konzentrationen in der ungesättigten Bodenzone (< 100 bis 400 mg/kg) in drei Jahren eine vollständige Abnahme der Schadstoffkonzentrationen stattfindet. Dieser Befund wird auch durch die Bodenluftdaten belegt, so dass nicht davon auszugehen ist, dass das Ergebnis lediglich auf Inhomogenitäten im Boden und zufällige schadstofffreie Bohrpunkte zurück-zuführen ist.

Schlüsselparameter

Im Hinblick auf die Beurteilung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials bestätigte sich die Eignung der physiko-chemischen Schlüsselparameter, die im Untersuchungs-konzept für den Standort TL Schäferhof-Süd festgelegt worden waren. Für die Einschätzung der Milieubedingungen waren vor allem der pH-Wert, der Karbonatgehalt (Pufferkapazität) und die Nährstoffverteilung im Boden von großer Bedeutung. Aufgrund des geringen Humusanteiles in den Böden des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals erwies sich der TOC-Gehalt und damit die potenzielle Schadstoffsorption an organischen Boden-partikeln am Modellstandort als weniger relevant.

Unter den biologischen Parametern erwies sich für den Standort lediglich die Bodenatmung als geeigneter Anzeiger der mikrobiellen Aktivität. Die Ergebnisse der Dehydrogenase-Aktivität ließen hingegen keine Schlussfolgerungen zu. Die kostenintensive Bestimmung der potenziellen Nitrifikation stand nicht im Verhältnis zu den erlangten Ergebnissen.

Das Porenvolumen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal beträgt 27-33 Vol.% des Gesamtbodenvolumens und liegt damit unter den für Sandböden angenommenen Porösitäten (vgl. SCHEFFER 2002). Durch Stauchungseffekte bei der Probennahme ist nicht auszuschließen, dass das Porenvolumen gegenüber dem ursprünglichen Bodenkörper geringfügig reduziert ist. Da in den Poren sowohl Lösungsvorgänge als auch der biologische Abbau an der Grenzfläche von Wasser- und Ölphase stattfinden, können die natürlichen

Abbauprozesse bei einem geringen Porenvolumen eingeschränkt sein. In Böden mit geringen Porendurchmessern kann auch durch Einschluss der Kohlenwasserstoffe in den Poren deren Bioverfügbarkeit stark herabgesetzt werden (HUESEMANN 1997). Sie werden dann als Restkontaminationen im Boden festgelegt. Für die Böden am TL Schäferhof-Süd ist damit auf der einen Seite eine verringerte Mobilität der Schadstoffe anzunehmen, auf der anderen Seite aber auch eine eingeschränkte Verteilung und Verfügbarkeit abbaustimulierender Stoffe wie z.B. von Sauerstoff oder Nährstoffen.

Im Ergebnis der umfangreichen Untersuchungen der verschiedenen bodenphysikalischen, physiko-chemischen und biologischen Parameter scheint der am Modellstandort vorliegende Sandboden aufgrund seiner Nährstoffarmut, des niedrigen pH-Wertes im Boden und seiner insgesamt geringen mikrobiellen Aktivität (Bodenatmung) nur bedingt für eine gezielte Nutzung der natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse geeignet zu sein. Eine weitere Verschiebung des pH-Wertes ins neutrale Milieu, wie sie während der Projektlaufzeit beobachtet wurde (im Testfeld von pH 4,5-5,4 auf pH 4,9-5,7, im kontaminierten Vergleichsareal von pH 4,9-5,6 auf pH 5,6-6,9), könnte sich aber positiv auf den mikrobiellen Schadstoffabbau im Testfeld auswirken. Optimale pH-Werte liegen für die meisten schadstoffabbauenden Bakterien zwischen pH 6,5 und 7,5 (GELLER 2001).

3.2 Bodenluft

3.2.1 Untersuchungsmethoden

3.2.1.1 Einrichtung der Messstellen

Für die Entnahme der Bodenluftproben wurden im Oktober und Dezember 2001 drei stationäre Entnahmestellen mit ausgebautem Pegel in 4 m u. GOK (Testfeld, kontaminiertes Vergleichsareal) bzw. 3,5 m u. GOK (unkontaminiertes Vergleichsareal) errichtet (s. Lageskizze, Anhang 1.2). Der Ausbau der Messstellen erfolgte gemäß VDI-Richtlinie 3865.

Um die Schadstoffsituation am Punkt des Messstellenausbaus abzuschätzen, wurden im Testfeld eine zuvor an gleicher Stelle abgeteufte Rammkernsondierung und im kontaminierten Vergleichsareal der Bodenaushub (Schneckenbohrung) in 3-4 m Tiefe analysiert. Die MKW-Konzentrationen an der Bodenluftmessstelle im Testfeld lagen abgesehen von geringeren Kontaminationen bis in 0,8 m Tiefe (750 mg/kg TS) bei 2.800- 5.500 mg/kg TS. BTEX (1.000-2.300 µg/kg OS) und Alkylbenzole (1.600-3.900 µg/kg OS) wurden erst ab 1,6 m u. GOK detektiert. Im kontaminierten Vergleichsareal wurden MKW-Konzentrationen von 300 mg/kg TS bestimmt.

3.2.1.2 Probennahme und Analytik

An den Bodenluftpegeln wurde zwischen Januar 2002 und September 2004 ein vierteljährliches Monitoring durchgeführt. Die Probennahme erfolgte gemäß LABO (2002) und wurde anhand von Probennahmeprotokollen dokumentiert. Mit Ausnahme des für März 2003 vorgesehenen Probennahmetermins, der wegen des hohen Grundwasserstandes und

des damit verbundenen Wassereintritts in den verfilterten Bereich des Bodenluftpegels bis Ende Mai 2003 verschoben werden musste, lagen die Abstände zwischen den Messungen nicht mehr als 3 Monate ± 2 Wochen auseinander. Für den 22. Mai 2003 liegen aufgrund technischer Probleme keine Werte für den Gesamtkohlenstoffgehalt vor. Im Sommer 2003 wurde zur Qualitätssicherung der Daten eine zusätzliche Beprobungskampagne mit Messterminen im Abstand von zwei Wochen durchgeführt (Kap. 3.2.2.2).

Für die Analytik wurden anhand der VDI-Richtlinie 'VDI 3865 Blatt 2 und 3' Vor-Ort-Messungen von Sauerstoff, Kohlendioxid und Methan in der Bodenluft mittels tragbarem GC-PID durchgeführt (s. Tab. 3.5). Die Messung von BTEX, Alkylbenzolen und n-Alkanen erfolgte im Labor mittels GC/MSD. Diese Messmethode bietet durch die Selektivität des MSD (Massenselektiver Detektor) den Vorteil der sicheren Identifikation der einzelnen Parameter, die bei der Vor-Ort-Messung mittels tragbarem GC mit PID-Detektor so nicht gewährleistet wäre. Wie sich aus Voruntersuchungen im Testfeld ergeben hatte, zeigen die Bodenluftproben komplexe Chromatogramme auf Grund der zahlreichen verzweigten i-Alkane in der Bodenluft. Für die Messung werden Originalluftproben verwendet, da eine Anreicherung der Bodenluft an Aktivkohle aufgrund der höheren Zahl an Bearbeitungsschritten fehlerträchtiger als eine Beprobung über Gassammler (Headspaceflaschen 10 ml Volumen) ist (vgl. BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG 2001 a). In diesem Zusammenhang sollte auch auf eine Beprobung der Bodenluftpegel bei Außentemperaturen unter 5°C verzichtet werden, da bei niedrigen Temperaturen mit einer Kondensation der Substanzen an den Probennahmegeräten gerechnet werden muss (LFU BADEN WÜRTEMBERG 2001). Um aussagekräftige Daten zur Schadstoffsituation auch in den geringer kontaminierten Arealen zu erhalten, wurde neben der Bestimmung von MKW, BTEX und Alkylbenzolen der Parameter 'Gesamtkohlenstoff' in der Bodenluft ermittelt. Die Messung erfolgte vor Ort über GC-FID. Ein genormtes Verfahren liegt nicht vor.

Tab. 3.5 Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Bodenluftproben.

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze
n-Alkane	VDI 3865 Blatt 2 und 3	1 mg/m^3
BTEX	VDI 3865 Blatt 2/3	0,1 mg/m^3
Gesamtkohlenstoff	VDI 3481 Blatt 1	1 mg/m^3
Sauerstoff	VDI 3865 Blatt 2	0,1 Vol.%
Kohlendioxid	VDI 3865 Blatt 2	0,1 Vol.%
Methan	VDI 3865 Blatt 2	0,1 Vol.%

3.2.2 Ergebnisse

3.2.2.1 Reguläres Monitoring

Am Standort TL Schäferhof-Süd konnten durch das Monitoring deutliche Unterschiede zwischen den Bodenluftdaten im Testfeld und in den Vergleichsarealen festgestellt werden. Des Weiteren konnte eine Abhängigkeit der mikrobiellen Aktivität von der Bodentemperatur

und den Schadstoffkonzentrationen im Boden nachgewiesen werden. Anhand dieser Aspekte werden im Folgenden ausgewählte Ergebnisse dargestellt. Eine vollständige Zusammenstellung der Bodenluftdaten ist der Tabelle in Anhang 3.1 zu entnehmen.

Die Bodenatmung am Standort kann über die **Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte** in der Bodenluft verfolgt werden. Da im Bereich des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals überwiegend humusarme und karbonatfreie Böden vorliegen, ist die Bodenatmung vor allem durch den Anteil an mikrobiell abbaubaren Schadstoffen geprägt. Im Testfeld wurde zwischen März 2002 und September 2004 eine Bodenluftzusammensetzung von < 0,1 bis 3,9 Vol.% Sauerstoff (an den meisten Messterminen jedoch < 0,5 Vol.%), 7,8 bis 18,8 Vol.% Kohlendioxid und < 0,1 bis 0,3 Vol.% Methan gemessen (vgl. Abb. 3.29 und Abb. 3.30).

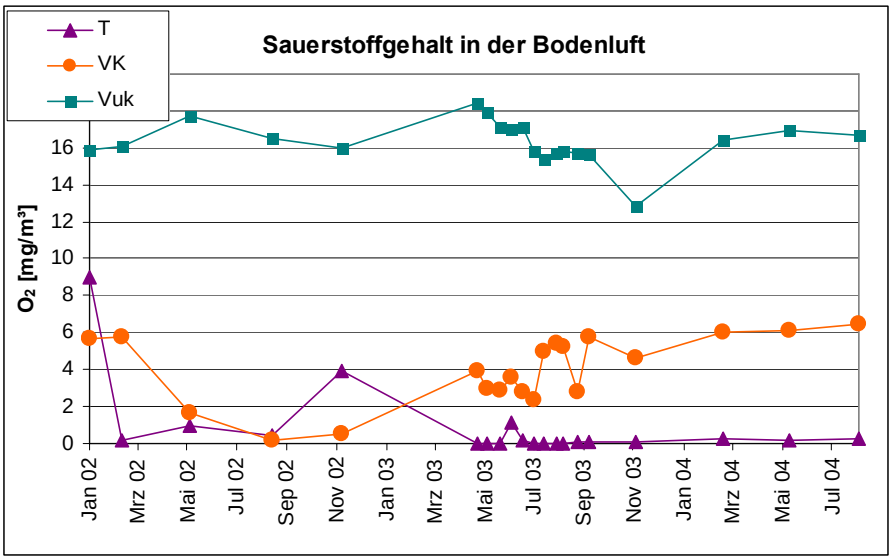


Abb. 3.29: Sauerstoffgehalt (Vol.%) im Testfeld, kontaminierten Vergleichsareal und unkontaminierten Vergleichsareal.

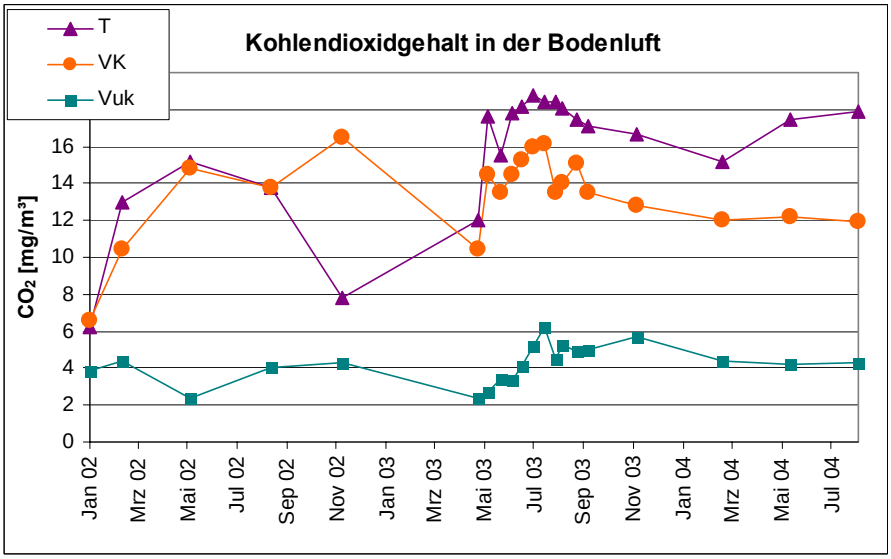


Abb. 3.30: Kohlendioxidgehalt (Vol.%) im Testfeld, kontaminierten Vergleichsareal und unkontaminierten Vergleichsareal.

Im kontaminierten Vergleichsareal lagen die Sauerstoffgehalte im Allgemeinen deutlich über (0,2 bis 6,5 Vol.%) und die Kohlendioxidgehalte etwas unter den Werten des Testfeldes (6,6 bis 16,5 Vol.%). Methan konnte nicht nachgewiesen werden. Für das unkontaminierte Vergleichsareal ergibt sich nahezu ein spiegelbildlicher Verlauf der Kurven für den Sauerstoffgehalt (12,8-18,4 Vol.%) und den Kohlendioxidgehalt (2,3-6,2 Vol.%) in der Bodenluft.

Die Messung des Gesamtkohlenstoffes in der Bodenluft sowie von n-Alkanen, BTEX und Alkylbenzolen zeigte ebenfalls deutliche **Konzentrationsunterschiede**: Testfeld > leicht kontaminiertes Vergleichsareal > unkontaminiertes Vergleichsareal. Dieses Ergebnis korreliert mit den unterschiedlichen Schadstoff-Konzentrationen an den Pegelausbaupunkten bzw. nahe gelegenen Bohrarealen. In Tab. 3.6 wurden für die drei Bodenluftpegel die Gesamtkohlenstoffkonzentrationen sowie die n-Alkane, BTEX und andere Alkylbenzole als Summenparameter zusammengestellt.

Tab. 3.6: Gesamtkohlenstoffkonzentrationen, Summe der n-Alkane, BTEX und andere Alkylbenzole (mg/m³) zwischen Januar 2001 und September 2004.

	C-Gesamt (mg/m³)	**n-Alkane** (mg/m³)	**BTEX** (mg/m³)	**Alkylbenzole** (mg/m³)
Testfeld	4.300 - 14.000	240 - 1.000	18 - 370	4 - 130
kontaminiertes Vergleichsareal	3 – 1.500	< 1 - 18	< 0,1 - 12	< 0,1- 9
unkontaminiertes Vergleichsareal	< 0,1 – 17	< 1 - 6	< 0,1 - 2	< 0,1- 1,5

Unter den **n-Alkanen** sind im Testfeld Hexan und Heptan die Hauptkomponenten, Butan konnte nicht nachgewiesen werden (Abb. 3.31). Bei den **BTEX**-Komponenten lag über den gesamten Messzeitraum ein gleich bleibendes Muster der Aromatenverteilung vor (Abb. 3.32). Ethylbenzol und m/p-Xylol waren generell am stärksten vertreten, Benzol dagegen aufgrund der Alterung der Kontamination bereits stark abgereichert. Das Spektrum der Alkylbenzole wird durch Pseudocumol und Mesitylen dominiert. (Abb. 3.33)

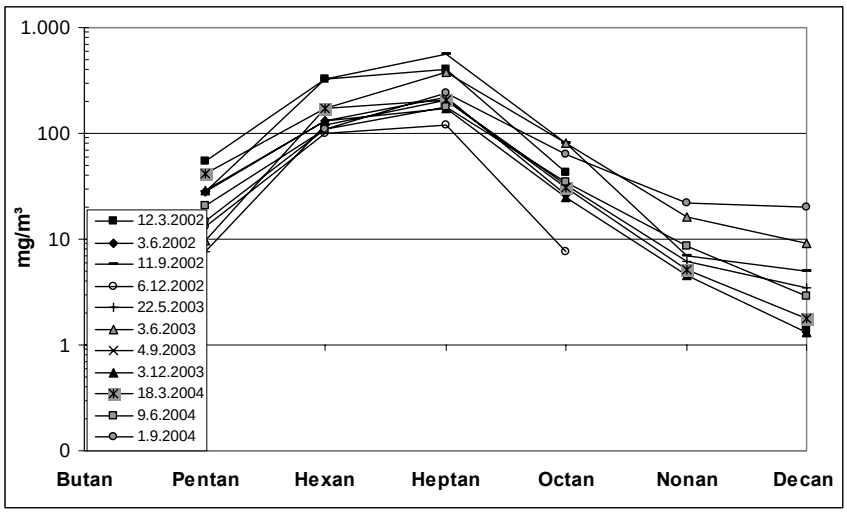


Abb. 3.31: Spektrum der n-Alkane im Testfeld.

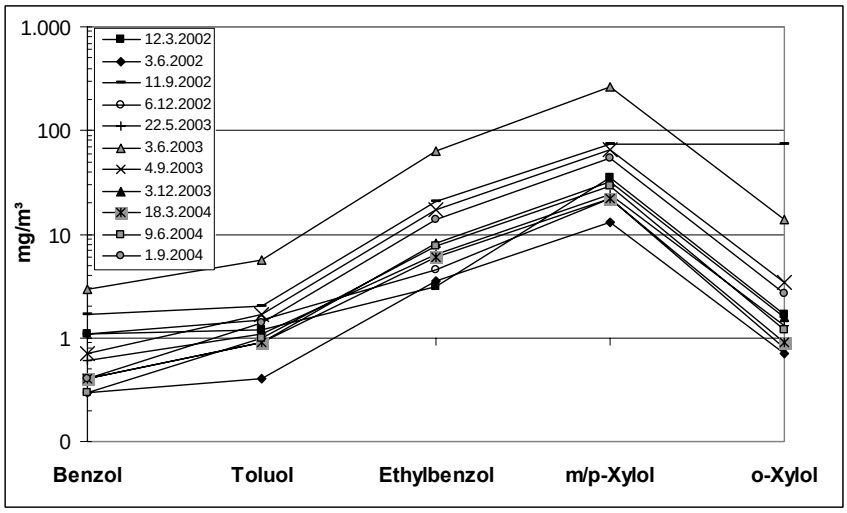


Abb. 3.32: BTEX-Aromatenspektrum im Testfeld.

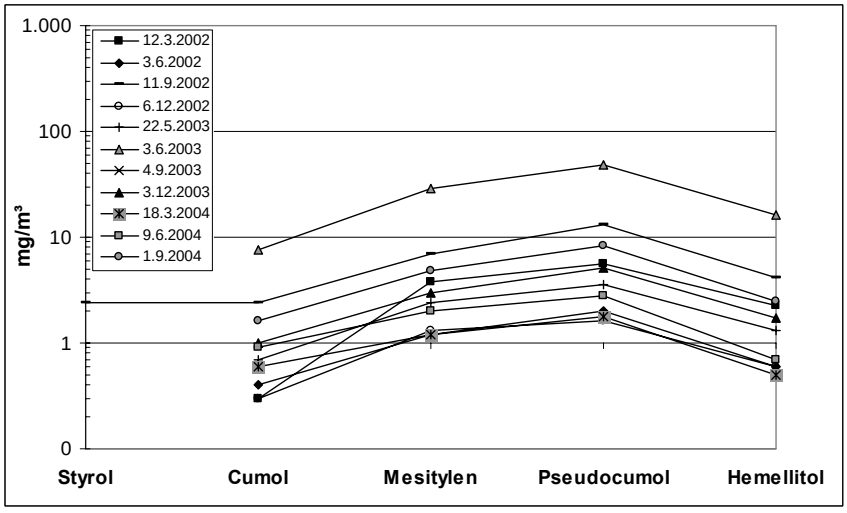


Abb. 3.33: Alkylbenzol-Spektrum im Testfeld.

Die oben bereits beschriebenen Unterschiede zwischen den drei Messstellen werden bei der Betrachtung der Bodenluftzusammensetzung und der Schadstoffkonzentrationen im Boxplot-Diagramm (Abb. 3.34) noch deutlicher. Das Niveau der **Sauerstoff**gehalte liegt im Testfeld deutlich unter dem der Vergleichsareale und das der **Kohlendioxid**gehalte sowie der Schadstoffkonzentrationen deutlich über dem der Vergleichsareale. Bei den BTEX- und Alkylbenzol-Gehalten zeigt sich allerdings auch die hohe Schwankungsbreite der Messergebnisse im Testfeld.

Die Schwankungsbreite der Messwerte der Bodenluftzusammensetzung resultiert aus den je nach Probennahme-Intervall jahreszeitlich veränderten Bedingungen des Bodenmilieus (Bodentemperatur, Niederschlagsmenge) und der Intensität des mikrobiologische Schadstoffabbaus.

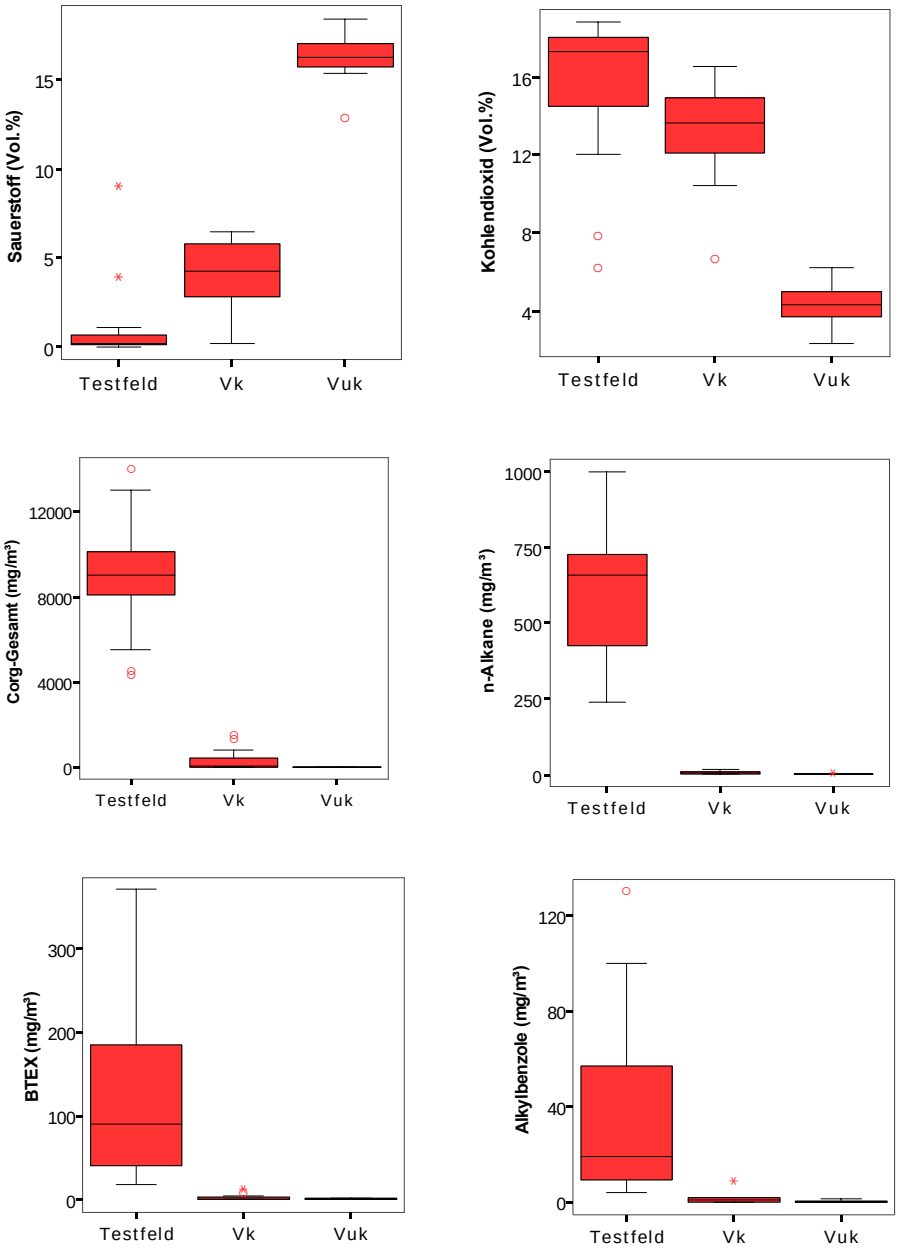


Abb. 3.34 Boxplot-Diagramme der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte (Vol.%) sowie der organischen Gesamtkohlenstoffgehalte, der n-Alkane, der BTEX-Gehalte und Alkylbenzolgehalte (mg/m³) an den Bodenluftmessstellen. (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden in den Plots nicht berücksichtigt.)

Jahreszeiteneffekt

Im Testfeld wurden in den Sommermonaten jeweils ansteigende Kohlendioxid- und Gesamtkohlenstoffgehalte beobachtet, die im Winter deutlich absinken (Abb. 3.30, Abb. 3.35). Die Sauerstoffgehalte zeigten einen gegenläufigen Verlauf: sinkende Gehalte (bis unter 0,1 Vol.%) im Sommer, steigende Gehalte im Winter (Abb. 3.29, Abb. 3.35). Die im Sommer 2003 und 2004 gegenüber dem Jahr 2002 deutlich höheren Kohlendioxid- und niedrigeren Sauerstoffanteile in der Bodenluft verweisen auf eine verstärkte Bodenatmung, die bei den Messungen im Dezember 2003 und März 2004 trotz abnehmender

Bodentemperatur nicht auf das Niveau der "Wintermessungen" im Januar 2002 bzw. Dezember 2002 zurückgegangen ist. Es ist demnach davon auszugehen, dass sich während des fast dreijährigen Monitorings das mikrobielle Milieu im Boden im Hinblick auf den Schadstoffabbau deutlich verbessert hat, so dass auch in den kälteren Monaten ein Schadstoffabbau stattfindet.

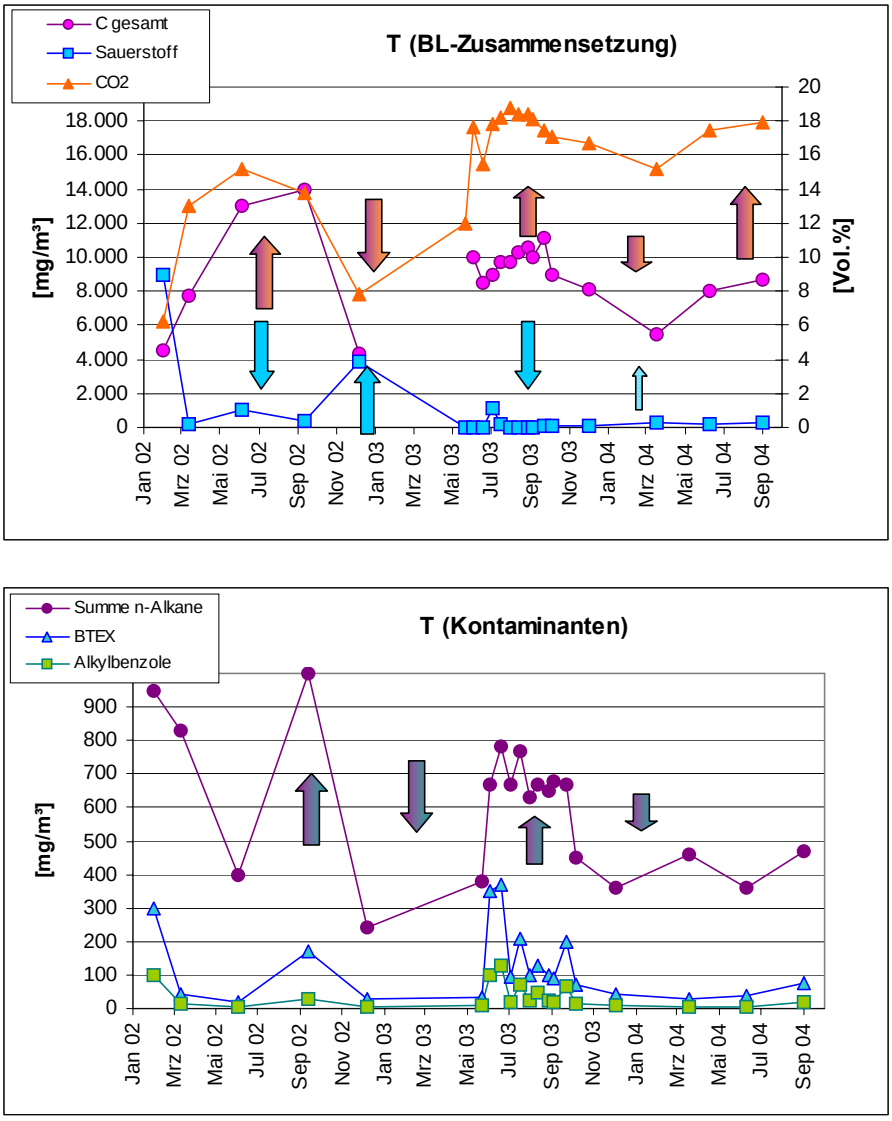


Abb. 3.35: Gesamtkohlenstoffgehalt [mg/m³], Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt [Vol. %] sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole [mg/m³] im Testfeld (T).
Skalierung bei den Kontaminanten 0-1.000 mg/m³.

Im kontaminierten Vergleichsareal können diese jahreszeitlichen Effekte nur im Jahr 2002 nachvollzogen werden. Seit September 2002 zeigt der Sauerstoffgehalt hier einen ansteigenden Trend, während die Schadstoffgehalte mit Ausnahme weniger Messungen abgenommen haben (Abb. 3.36). Es liegt nahe, dass die Sauerstoffzehrung zurückgeht, da nach und nach geringere Schadstoffmengen zum Abbau zur Verfügung stehen, und damit der im Sommer 2002 noch stärker ausgeprägte Jahreszeiteneffekt überdeckt wird. Die vergleichsweise höheren Gehalte an Kontaminanten bei den Messungen im Mai 2003 sind wahrscheinlich auf kontaminiertes Grundwasser zurückzuführen, das bis kurz zuvor in den Bodenluftpegeln stand.

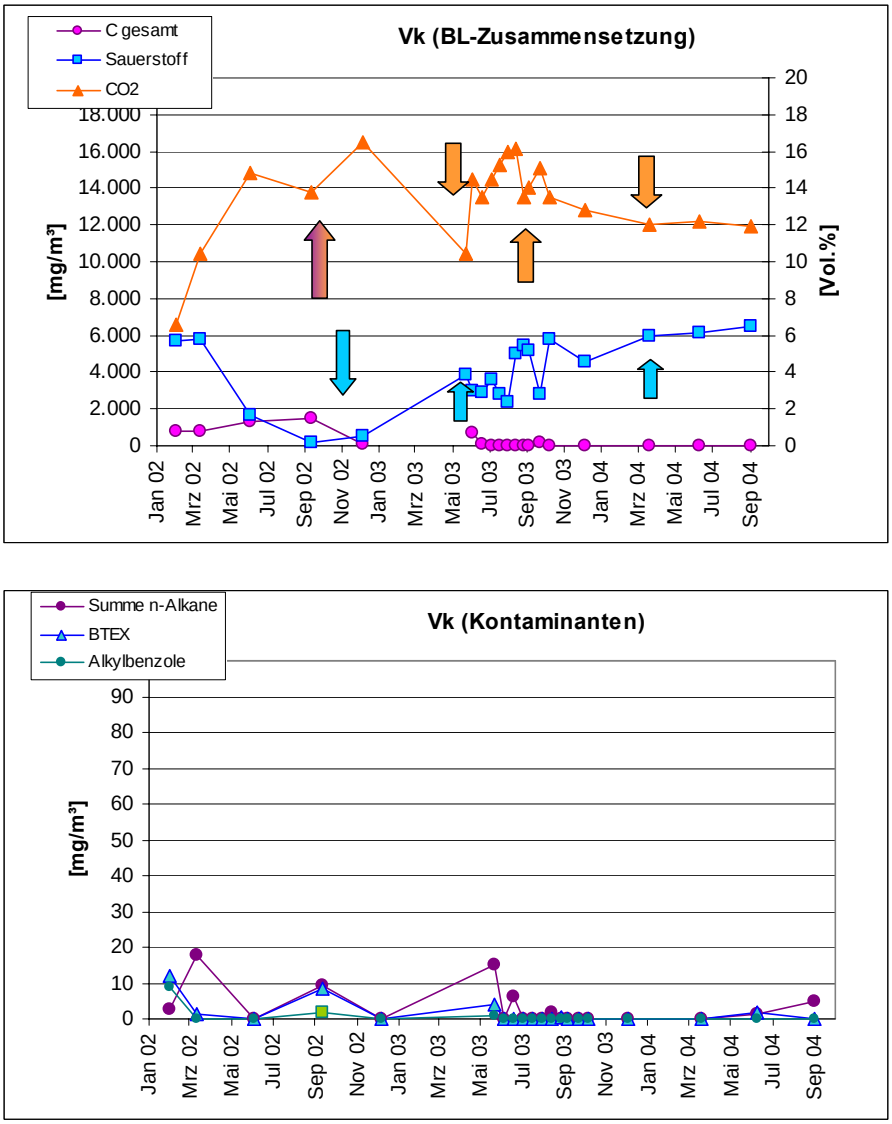


Abb. 3.36: Gesamtkohlenstoffgehalt [mg/m³], Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt [Vol. %] sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole [mg/m³] im kontaminierten Vergleichsareal (Vk). Skalierung bei den Kontaminanten 0-100 mg/m³.

Im unkontaminierten Vergleichsareal haben sich relativ stabile Sauerstoffgehalte (ca. 16-18 Vol.%, Ausnahme Dez. 2003) etabliert. Die Kohlendioxidgehalte liegen bei 2-6 Vol.%. Die Ursachen der Schwankungen sind unklar. Schadstoffe sind kaum nachweisbar. Einzelne leicht erhöhte Messwerte (Frühjahr 2003) stehen in Zusammenhang mit dem Eindringen kontaminierten Grundwassers in die Pegel.

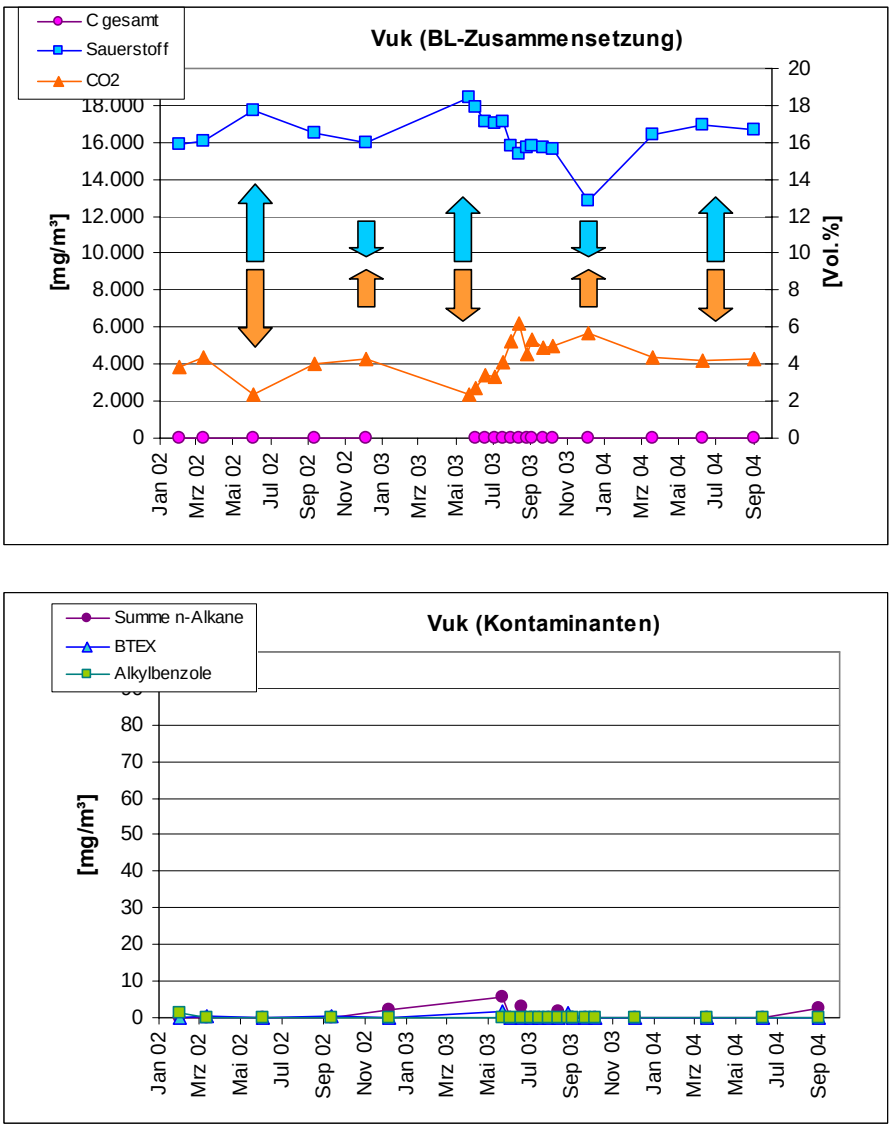


Abb. 3.37: Gesamtkohlenstoffgehalt [mg/m³], Sauerstoff-, Kohlendioxidgehalt [Vol. %] sowie Summe der n-Alkane, BTEX und Alkylbenzole [mg/m³] im unkontaminierten Vergleichsareal (Vuk). Skalierung bei den Kontaminanten 0-100 mg/m³.

Die in der Bodenluft beobachteten Trends zeigen, dass es in den stark kontaminierten Böden (Testfeld) mit zunehmender Bodentemperatur zu einer verstärkten Bodenatmung gegenüber geringer kontaminierten Bereichen (Vergleichsareale) kommt, die in Zusammenhang mit dem mikrobiellen Schadstoffabbau gesehen werden muss. Gleichzeitig kann sich unter höheren Temperaturen der Effekt einer verstärkten Schadstofffreisetzung (Volatilisierung) einstellen.

Schadstoff-Abbau

Um beurteilen zu können, ob, trotz der eben beschriebenen jahreszeitlichen Messwertschwankungen, aus den Bodenluftdaten Trends bezüglich der natürlichen Schadstoffminderung abzulesen sind, ist es sinnvoll die Ergebnisse in jährliche Monitoringzyklen aufzuteilen.

Werden die Ergebnisse jeweils für die Jahre 2002, 2003 und 2004 in einzelnen Boxen dargestellt (vgl. Abb. 3.38, Abb. 3.39), fällt bei den Sauerstoffgehalten im Testfeld eine starke Abnahme in den ersten beiden Jahren auf. Aufgrund der Abdeckung des Testfeldes bis kurz vor Projektbeginn (Gebäude bis 1995, danach durch Folie bis Ende 2000 abgedeckt) setzten die mikrobiologischen Abbauprozesse vermutlich langsam ein und führten erst 2003 zu einer fast vollständigen Sauerstoffzehrung im Boden. Kohlendioxid als Endprodukt des mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbaus nimmt im Gegenzug stark zu. Die im Jahr 2003 unproportional erhöhten Kohlendioxidgehalte an allen drei Messstellen resultieren daraus, dass die nach dem Probennahmeplan Anfang März durchgeführte Messung bis Ende Mai 2003 verschoben werden musste. Zu diesem Zeitpunkt ist bereits von erhöhten Kohlendioxidgehalten aus den im Sommer zunehmenden mikrobiellen Abbauprozessen auszugehen (s.o.). Gleichzeitig fließen durch die gesonderte Beprobungskampagne im Sommer 2003 mehr Messwerte in die Auswertung ein. Bei den Schadstoffparametern, dem organischer Gesamtkohlenstoff und der Summe der n-Alkane, zeigt sich im Testfeld insgesamt eine Reduzierung der Gehalte gegenüber 2002 (s. Abb. 3.39).

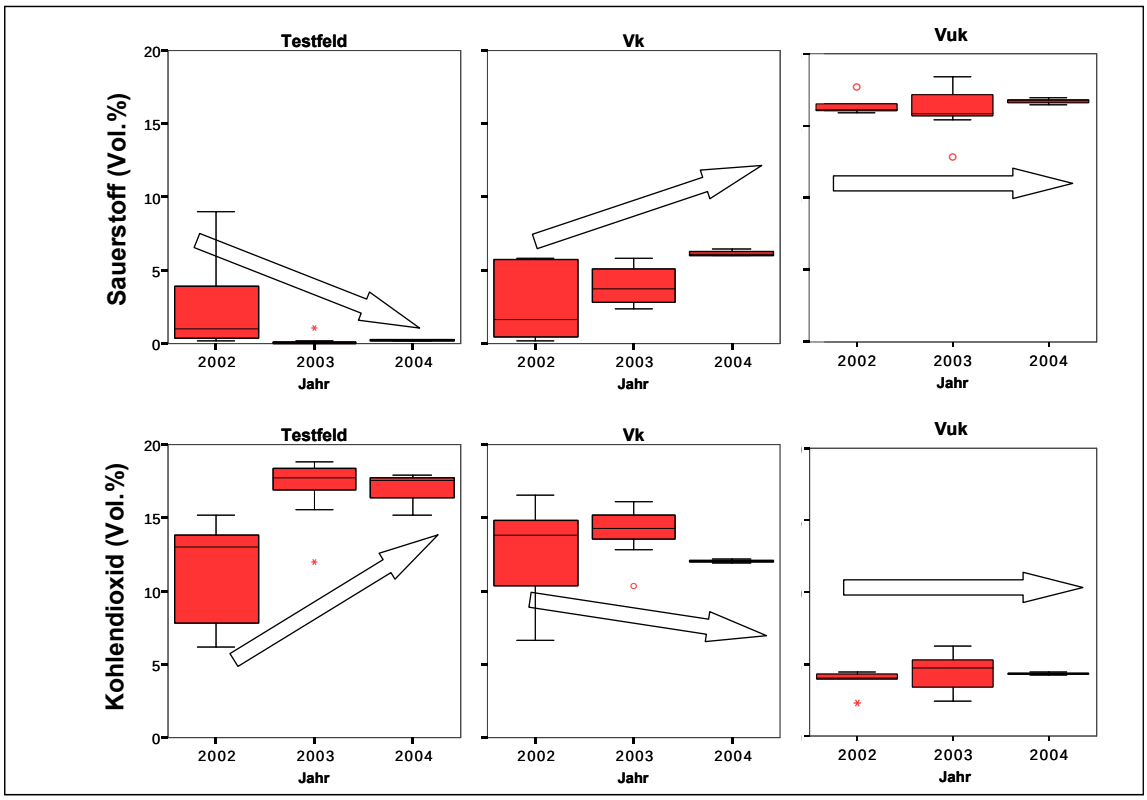


Abb. 3.38: Boxplot-Diagramme des Sauerstoff- und Kohlendioxidgehaltes (Vol.%) an den Bodenluftmessstellen in den Jahren 2002, 2003 und 2004 (Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden in den Plots nicht berücksichtigt).

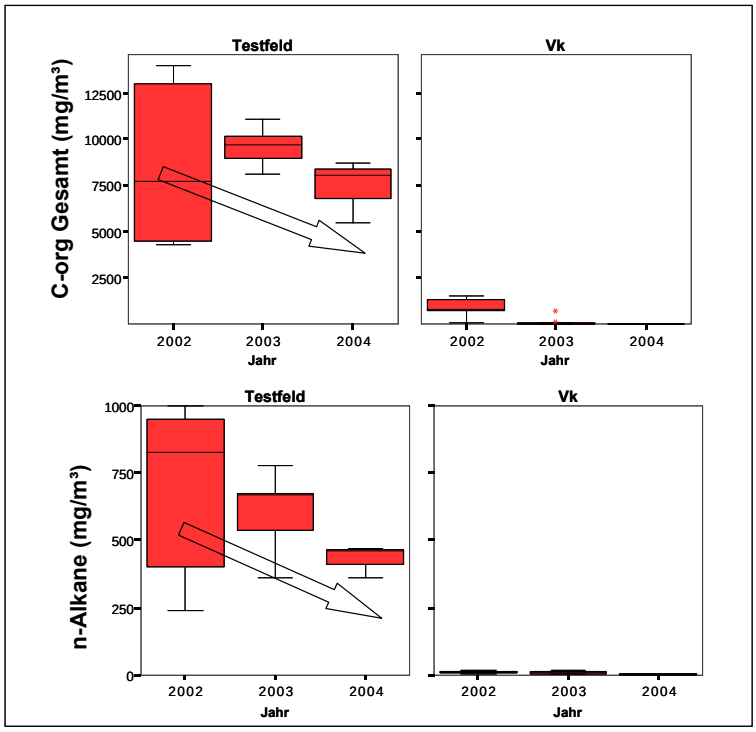


Abb. 3.39: Boxplot-Diagramme des organischen Gesamtkohlenstoffgehaltes und der n-Alkane (mg/m³) im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal in den Jahren 2002, 2003 und 2004. Das unkontaminierte Vergleichsareal wurde aufgrund der geringen Schadstoffgehalte nicht dargestellt.

Im kontaminierten Vergleichsareal nimmt der Sauerstoffgehalt (vgl. Abb. 3.38) im Laufe der drei Jahre zu, während parallel die Schadstoffgehalte abnehmen. Es liegt nahe, dass die Sauerstoffzehrung zurückgeht, da hier geringere Schadstoffmengen für den Abbau zur Verfügung stehen. Diese Ergebnisse werden durch die Bodenanalytik gestützt. Bei der Abschlussbeprobung lagen die MKW-Gehalte bis in 4 m Profiltiefe unter 100 mg/kg TS, die BTEX- und Alkylbenzole-Gehalte unter 100 µg/kg TS.

Im unkontaminierten Vergleichsareal konnten innerhalb der drei Jahre keine größeren Schwankungen der Sauerstoff-. und Kohlendioxidgehalte (Abb. 3.38) beobachtet werden. Die Messwerte für die leicht flüchtigen Schadstoffe in der Bodenluft befanden sich während des gesamten Zeitraums erwartungsgemäß nur knapp über oder unter der Bestimmungsgrenze.

Die statistische Auswertung aller Messwerte in einer Korrelationsmatrix bestätigt, dass die Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte signifikant negativ miteinander korreliert sind (R = -0,944). Gegenüber dem organischen Gesamtkohlenstoffgehalt und den n-Alkan-Gehalten weisen die Kohlendioxidgehalte eine mittlere positive Korrelation (R= 0,609 bzw. R=0,564) und die Sauerstoffgehalte eine mittlere negative Korrelation (R= -0,596 bzw. R= -0,556) auf.

3.2.2.2 Zusätzliche Messkampagne

Vom 22 Mai 2003 bis 6. Oktober 2003 wurden zweiwöchentlich die im Analysenplan vorgesehenen Parameter zuzüglich des Methangehaltes an allen drei Bodenluftpegeln bestimmt sowie ein GC-MS-Screening im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal durchgeführt. Ziel der Messkampagne war es die potenzielle Varianz der Messparameter durch äußere Einflussfaktoren, wie zum Beispiel Temperatur und Bodenfeuchte, zu ermitteln und die Messwertschwankungen innerhalb eines Monitoring-Intervalls mit den Messwerten zum Zeitpunkt der vierteljährlichen Termine zu vergleichen.

Die durch die Messkampagne festgestellten Trends sollen im Folgenden am Beispiel des Testfeldes dargestellt werden, sind aber in gleicher Weise auch für die Vergleichsareale nachvollziehbar. Im Testfeld lagen die Sauerstoffkonzentrationen im betrachteten Messzeitraum (Mai-Oktober 2003) meist an der Bestimmungsgrenze von 0,1 Vol.%, lediglich am 03.07.03 wurden 1,1 Vol.% Sauerstoff bestimmt (vgl. Abb. 3.40). Die Kohlendioxidgehalte stiegen von Mai bis Juli 2003 von 12 Vol.% auf 18,8 Vol.%, danach erfolgte ein langsames Absinken der Werte. Der organische Gesamtkohlenstoffgehalt betrug zwischen 8.500 und 11.000 mg/m³. Methan wurde in Konzentration von < 0,1 bis 0,3 mg/m³ gemessen.

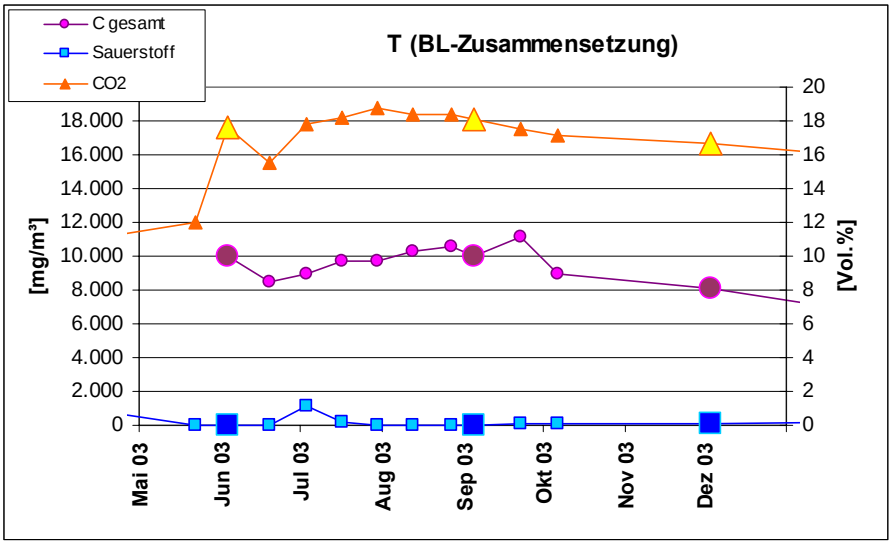


Abb. 3.40: Bodenluftzusammensetzung im Testfeld von Mai bis Oktober 2003. Die regulären Messtermine sind durch überdimensionierte Symbole gekennzeichnet.

Bei den Schadstoffen konnte von Mai bis Juni 2003 ein deutlicher Anstieg und zwischen den Messterminen von Ende September bis Anfang Oktober ein Absinken der Gehalte beobachtet werden (Abb. 3.41). Von Juni bis September 2003 variierte die Summe der n-Alkane nur geringfügig (630-780 mg/m³). Die Gehalte von BTEX und sonstigen Alkylbenzolen zeigen dagegen eine größere Schwankungsbreite. Insbesondere an den zwei Probennahmeterminen im Juni lagen die Messwerte deutlich höher als bei den folgenden Messungen. Der vorherige Eintritt des stark mit BTEX und Alkylbenzolen kontaminierten Grundwassers (Kap. 3.4.2.2) in die Bodenluftpegel ist wahrscheinlich die Ursache dieser punktuell erhöhten Werte.

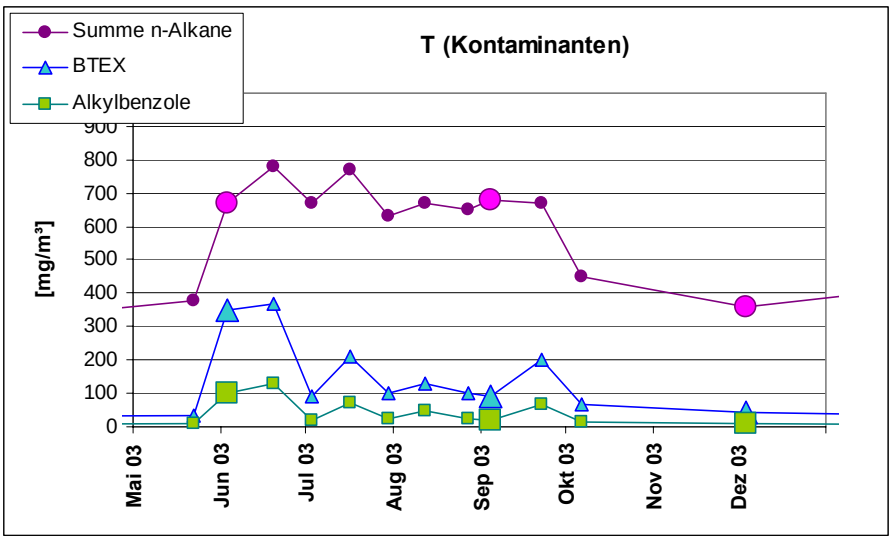


Abb. 3.41: Schadstoffgehalte im Testfeld von Mai bis Oktober 2003. Die regulären Messtermine sind durch überdimensionierte Symbole gekennzeichnet.

Das GC-MS-Screening ergab zwischen den Messterminen leichte Schwankungen in den Kettenlängen der n-Alkane (C_5 bis C_{10}) und iso-Alkane (C_4 bis C_8) sowie bei den detektierten cyclischen Verbindungen.

Über den Zeitraum des umfangreich beprobten Monitoring-Intervalls von Juni bis September 2003 betrachtet waren die Messwerte für den organischen Gesamtkohlenstoffgehalt und die Summe der n-Alkane insbesondere im Testfeld relativ konstant. Der Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalt unterliegt kleineren Schwankungen zwischen den Messterminen. Beim Abgleich dieser Schwankungen mit den jeweiligen Klimadaten (Lufttemperaturen, Niederschlagsmenge, Luftdruck) am Tag der Messung, dem Vortag und der Vorwoche konnte keine direkte Korrelation festgestellt werden. Eine von den äußeren Bedingungen am Messtag abhängige Variabilität der Ergebnisse kann, bei Lufttemperaturen über 5°C (VDI 3865), insbesondere für die Parameter Kohlendioxid, C-Gesamt und n-Alkane als sehr gering eingestuft werden. Unter Berücksichtigung der vierteljährlich erhobenen Daten wirken sich vielmehr die jahreszeitenbedingten Veränderungen des Bodenmilieus auf die mikrobielle Aktivität und die Freisetzung von Schadstoffen in die Bodenluft und somit auf die Gehalte am Messtag aus.

Nach dem in der zusätzlichen Messkampagne gewonnenen Kenntnisstand sind die im Projektverlauf regulär nur vierteljährlich durchgeführten Messungen der Bodenluftmessungen trotz des großen zeitlichen Beprobungsabstandes geeignet, um Trends im Hinblick auf natürliche Abbauprozesse erkennen zu lassen. Ein noch größerer Beprobungsabstand hingegen würde zu deutlichen Lücken führen.

3.2.3 Interpretation der Ergebnisse

Die während des Bodenluftmonitorings am TL Schäferhof-Süd aufgenommenen Daten spiegeln die Schadstoffverteilung und die mikrobiellen Abbauprozesse im Boden wider. Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass zwischen Testfeld und Vergleichsarealen deutliche Unterschiede in der Bodenluftzusammensetzung und in den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft vorliegen. Ursächlich hierfür ist vor allem der Schadstoffgehalt im Boden.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass in karbonatarmen Böden sowohl die Sauerstoff- als auch die Kohlendioxidgehalte wichtige Anzeiger für natürliche Selbstreinigungsprozesse im Boden sind. Der Sauerstoffverbrauch und die Kohlendioxidproduktion sind zusammen mit den Schadstoffkonzentrationen als Indikatoren für mikrobielle Abbauprozesse in der Wasser ungesättigten Bodenzone geeignet. Eine alleinige Messung der Bodenatmung oder der Schadstoffkonzentrationen ist hingegen nicht ausreichend, um die ablaufenden Prozesse korrekt zu erfassen. So wurde am Beispiel des TL Schäferhof-Süds im Testfeld eine Abnahme der Schadstoffgehalte bei fast vollständiger Sauerstoffzehrung festgestellt. Das heißt, dass aufgrund des noch vorhandenen Schadstoffreservoirs im Boden kontinuierlich Sauerstoff als Elektronenakzeptor für den mikrobiellen Abbau verbraucht wird. Im kontaminierten Vergleichsareal wurde ebenfalls eine Abnahme der Schadstoffgehalte in der Bodenluft (bis unter die Nachweisgrenzen) gemessen, allerdings bei gleichzeitiger Sauerstoffzunahme. Hier zeigt sich, dass die Sauerstoffzehrung aufgrund geringerer zur Verfügung stehender Schadstoffmengen langsam abnimmt.

Obwohl das unkontaminierte Vergleichsareal aufgrund des Auffüllungskörpers andere Bodeneigenschaften als das Testfeld und das kontaminierte Vergleichsareal aufweist, hat die Bodenluftuntersuchung an diesem Pegel verdeutlicht, dass ohne den Einfluss mikrobieller Abbauprozesse über den hier untersuchten Zeitraum von drei Jahren relativ konstante Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte zu erwarten sind.

Veränderungen des Bodenmilieus wie zum Beispiel Schwankungen der Bodentemperatur oder der Bodenfeuchte wirken sich auf die mikrobielle Aktivität und die Freisetzung der Schadstoffe aus. Diese hier als Jahreszeiteneffekt benannte Einflussgröße spielt vor allem in stärker kontaminierten Böden eine wichtige Rolle. Für das Testfeld zeigen die Bodenluftdaten erhöhte Abbauraten in den Sommermonaten, mit daraus resultierenden geringeren Sauerstoff- und erhöhten Kohlendioxidgehalten sowie einem hohen organischen Gesamtkohlenstoffgehalt aus den flüchtigen Abbauprodukten. Anhand der Vergleichsareale wird deutlich, dass je geringer die Schadstoffgehalte im Boden sind, desto weniger sich die jahreszeitlichen Effekte in humusarmen Böden auf die Bodenluftzusammensetzung auswirken. Das Phänomen, dass sich die jahreszeitlichen Einflüsse der Bodentemperatur insbesondere in hoch kontaminierten Bereichen auf die Kohlendioxidproduktion auswirken, beobachteten auch EISWIRTH et al. (1998) bei Bodenluftuntersuchungen über BTEX-kontaminiertem Grundwasser. Bei den Untersuchungen wurde ebenfalls festgestellt, dass sich die Höhe der organischen Schadstoffgehalte im Grundwasser zwar in den Kohlendioxid- und Sauerstoffgehalten, aber nicht eindeutig in den BTEX-Gehalten in der Bodenluft widerspiegelte.

Unabhängig von gerätetechnischen Nachweisgrenzen für die jeweiligen Schadstoffkonzentrationen der einzelnen Parameter scheint es darüber hinaus sinnvoll Messbereiche zu ermitteln, innerhalb derer eine Interpretation der Ergebnisse in Bezug auf biologische Abbauprozesse in der Bodenluft sinnvoll ist. Für das Monitoring der Bodenluft am TL Schäferhof-Süd kann aufgrund der Ergebnisse im kontaminierten Vergleichsareal festgestellt werden, dass bei Gehalten unterhalb von 100 mg/m³ organischen Gesamtkohlenstoffs, 10 mg/m³ n-Alkanen und 1 mg/m³ BTEX und Alkylbenzolen die Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte nicht mehr durch den mit steigender Bodentemperatur zunehmenden mikrobiellen Schadstoffabbau und durch die Schadstofffreisetzung beeinflusst werden.

BTEX-Konzentrationen in der Bodenluft können nach LFU BADEN WÜRTTEMBERG (1998) bei einer angenommenen Verdünnung in der Atmosphäre von 1:1.000 bis zu Orientierungswerten von 1 mg/m³ Benzol, 900 mg/m³ Toluol und 600 mg/m³ Xylol/ Ethylbenzol als tolerierbar (Schutzgut Mensch) eingestuft werden. Diese Konzentrationen wurden am TL Schäferhof-Süd bei keiner Messung erreicht.

Aus den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft können mit Hilfe der empirischen Henry-Konstante (Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient) auch Ableitungen für die Konzentrationen im Sickerwasser, und damit das Schutzgut Grundwasser, getroffen werden (GRATHWOHL 2000). Die Berechnung basiert auf der Annahme, dass sich aufgrund des hohen Diffusionskoeffizienten leicht flüchtiger Schadstoffe zwischen dem Sicker- bzw. Kapillarwasser und der Bodenluft ein lokales Gleichgewicht einstellt. Die Henry-Konstante (H) lässt sich durch den Quotienten aus dem Partialdruck des Schadstoffes in Luft und dessen Wasserlöslichkeit beschreiben (LFU BADEN WÜRTTEMBERG 1994):

$\mathbf{H = C_g * C_w^{-1}}$; C_g= Stoffkonzentration in der Gasphase, C_w= Stoffkonzentration in Wasser

In Tab. 3.7 sind die temperaturkorrigierten Henry-Konstanten ausgewählter Schadstoffe und die daraus resultierenden Schadstoffbelastungen im Sickerwasser bei einer Bodenluftkonzentrationen von je 10 mg/m³ angegeben (REISINGER & GRATHWOHL 1996). Die angenommene Temperatur von 10°C liegt knapp unter dem Jahresdurchschnitt der Bodentemperaturen (11-12°C) am TL Schäferhof-Süd (vgl. Kap. 3.5.2.2). Aus den mittleren Bodenluftkonzentrationen der Messstelle im Testfeld wurde für die leicht flüchtigen Schadstoffe eine Prognose der Sickerwasserkonzentrationen für das TL Schäferhof-Süd durchgeführt (Anhang 3.2), die in Tab. 3.7 exemplarisch für den Zeitraum von Juni bis Dezember 2003 dargestellt ist.

Die nach dieser Methode berechneten BTEX-Konzentrationen im Sickerwasser (2002: 1.021 µg/l, 2003: 1.460 µg/l, 2004: 428 µg/l) entsprechen in der Größenordnung den Ergebnissen der Grundwasseruntersuchungen an der Testfeldmessstelle MP2-f (50-1300 µg/l). Für die n-Alkane liegen keine Vergleichswerte vor. Dieses Ergebnis zeigt auf der einen Seite, dass die Qualität der Bodenluftuntersuchungen am TL Schäferhof-Süd für eine Abschätzung des quantitativen Austrages leicht flüchtiger Schadstoffe mit dem Sickerwasser ausreichend war und auf der anderen Seite, dass die Bodenluftuntersuchungen nicht nur Rückschlüsse auf die Schadstoffgehalte im Boden, sondern auch auf die Größenordnung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser im direkten Abstrom des Testfeldes erlauben.

Tab. 3.7: Temperaturkorrigierte Henry-Konstanten ausgewählter Schadstoffe und aus den Bodenluftkonzentrationen (BL) resultierende Schadstoffbelastungen im Sickerwasser (SW).

Schadstoff	H [-] bei 10°C	SW-Konz. bei 10 mg/m³ in der BL [µg/l]	Mittlere BL-Konz. 2003 [mg/m³]	SW-Konz. im Testfeld 2003 [µg/l]
n-Hexan	39,8	0,251	153	4
n-Heptan	39,4	0,254	305	8
n-Octan	56,2	0,178	58	1
Benzol	0,114	87,9	1	11
Toluol	0,126	79,2	3	22
Ethylbenzol	0,146	68,5	30	206
m/p-Xylol	0,106	94,6	120	1.135
o-Xylol	0,089	113	8	86
Summe BTEX				**1.460**

Das Bodenluft-Monitoring am TL Schäferhof-Süd war prinzipiell geeignet, den mikrobiellen Schadstoffabbau im Boden nachzuweisen. Eine Quantifizierung von Abbauraten im Boden ist auf Grundlage der ermittelten Daten allerdings nicht möglich. Hierfür müssten spezielle in-situ-Respirationstests durchgeführt werden. An einem Standort wie dem TL Schäferhof-Süd hat sich ein Bodenluft-Monitoring über mehrere Jahreszyklen als unerlässlich erwiesen, um repräsentative Aussagen zur Einflussnahme von Jahreszeiteneffekten auf den natürlichen Schadstoffabbau und –rückhalt zu treffen und die Bodenluftdaten gegen Fehlinterpretationen abzusichern.

3.3 Sickerwasser

3.3.1 Untersuchungsmethoden

3.3.1.1 Einbau der Messstellen

Zur Erfassung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser wurden im Dezember 2001 im Testfeld zwei Sickerwassermessstellen und in den Vergleichsarealen jeweils eine Messstelle eingerichtet (Lageskizze, s. Anhang 1.2). An den Messstellen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal wurden hierfür Edelstahlsaugkerzen in ca. 2 und 3,5 m, im unkontaminierten Vergleichsareal zunächst nur in 3,5 m u. GOK eingebaut. Edelstahl-saugkerzen sollten im Vergleich zu anderen zur Verfügung stehenden Materialien sehr geringe Schadstoffsorptionen am Kerzenmaterial aufweisen. Um Sickerwasser aus einer möglichst ungestörten Bodenzone zu erhalten, wurde die durch einen Kunststoffschaft verlängerte Kerze in einem Winkel von ca. 30° gegenüber dem Lot in den Boden eingesetzt.

Da für den Ausbau der Messstellen kein genormtes Verfahren zur Verfügung stand, wird die von der Fa. UP GmbH, Ibbenbüren angewendete Methode im Folgenden näher beschrieben. Die Bohrlöcher (∅ 50 mm) wurden durch Rammkernsondierung unter Zuhilfenahme einer Führungsschiene (30°-Winkel zum Lot) vorbereitet und, um Nachfall zu verhindern, mit einem Hüllrohr (∅ 50 mm) abgestützt. Trotz der Verwendung der Führungsschiene variierten die Einbauwinkel und damit letztlich die anhand der Schaftlängen berechneten Einbautiefen in gewissem Maße. Nach den Erkenntnissen aus dem Einbau verschiedener Saugkerzen während der Vorversuchsphase wurde besonderes Augenmerk darauf gelegt, den Übergangsbereich von der Saugkerze zum Boden durch eine "Ummantelung" mit Quarzmehl zu optimieren. Für den Einsatz der Saugkerzenspitze wurden die tiefsten 10 cm mit reduziertem Durchmesser vorgebohrt und die Saugkerze in der vorgesehenen Tiefe zunächst locker eingesetzt. Die "Quarzmehlpackung" wurde mit Druckluft durch einen Schlauch direkt an der Saugkerze in das Bohrloch eingepresst. Vor dem Ziehen des Hüllrohres und dem endgültigen Verfüllen erfolgte eine Kontrolle der Saugkerzen auf ihre Funktionstüchtigkeit (Ansaugen des Einschlämmwassers). Danach wurde das Bohrloch mit Bohrgut verfüllt und dabei oberhalb der Saugkerzenspitze und an der Geländeoberkante eine Tonabdichtung eingebaut, um ein direktes Ablaufen von Niederschlagswasser am Schaft der Kerze zu verhindern.

Die Saugkerzen (∅ 20 mm, Länge des porösen Körpers 63 mm) wurden über Teflonschläuche mit jeweils einer kunststoffummantelten Schottflasche verbunden, die in einem Schutzrohr im Boden eingegraben wurde. Die Teflonschläuche und die PA-Verbindungsschläuche zur Vakuumpumpe wurden durch Wellschläuche gegen Nager geschützt. Über eine Vakuum-Regeleinheit wurde für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte (2/4 m u. GOK) ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 bzw. 350 hPa angelegt. Eine erste Probennahme sollte frühestens 4 Wochen nach Einbau erfolgen (DVWK 1990).

Für die Messstelle Vuk-Sw_4 stellte sich herausstellte, dass der Grundwasserflurabstand in diesem Bereich des Standortes teilweise bei weniger als 4 m liegt und damit bei einer Einbautiefe von 3,8 m u. GOK neben Sickerwasser auch Grundwasser angesaugt wurde. Zusammen mit der Messstelle T-SW2_2, die im Vergleich zu anderen Messstellen nur geringe Sickerwassermengen lieferte, wurde die Saugkerze im unkontaminierten Vergleichsareal im Mai 2002 in ca. 1,70 m u. GOK neu eingebaut.

Beim weiteren Betrieb der Saugkerzenanlage traten verschiedene technische Schwierigkeiten auf, durch die die Gewinnung von Sickerwasser an einigen Messstellen über zumeist mehrere Monate unterbrochen war. Bei der Erneuerung der Messstellen T-SW1_2, T-SW1_4. T-SW2_4 und Vk-SW_4 zeigten sich an den ausgebauten Saugkerzen rostrote Beläge im Edelstahlkörper und in den Teflonschläuchen. Da die Schläuche zum Teil mit Sickerwasser gefüllt waren, ist davon auszugehen, dass nicht ein mangelnder Bodenkontakt der Saugkerze, sondern die beschriebene Verockerung die Funktionstüchtigkeit der Messstellen eingeschränkt hat. Um ein erneutes Verstopfen der Teflonschläuche (∅ 3,1 mm, innen 1 mm) zu vermeiden, wurde das Schlauchmaterial im Schaft durch Schläuche mit einem größeren Innendurchmesser (∅ 6 mm, innen 4 mm) ersetzt.

Um zu klären, ob die rostroten Ausfällungen in den Teflonschläuchen aus der Bodenlösung stammen oder es sich um Korrosion des Saugkerzenmaterials handelt, wurde eine Probe entnommen und auf einige charakteristische Elemente (Fe, Mn, Cr, Ni) analysiert. Der für die

Saugkerzen verwendete Edelstahl 'Typ 1.4404' weist im Allgemeinen eine gute Beständigkeit gegen oxidierende Säuren auf (STALATUBE 2002). Allerdings können Schweißverbindungen und Oberflächenbehandlung bei der Verarbeitung des Edelstahls unter Umständen die Korrosionsbeständigkeit beeinflussen. Nach Angaben des Saugkerzenherstellers (mdl. Mitteilung Fr. Schweighöfer/ UP GmbH, 2003) ist beim gegebenen Einsatz und den vorliegenden pH-Bedingungen im Boden allerdings nicht von einer Korrosion auszugehen.

Der Vergleich der Eisen-, Mangan-, Chrom- und Nickelgehalte in der Feststoffprobe aus der Saugkerze VK-SW_4 mit den Elementgehalten im Edelstahl Typ 14404 und den anzunehmenden Gehalten im Sandboden. (s. Tab. 3.8) zeigt, dass die Ausfällungen nur zu einem sehr geringen Anteil aus dem Edelstahl der Saugkerze stammen können. Zwar sind die Gehalte von Chrom und Nickel gegenüber einem durchschnittlichen Sandboden leicht erhöht, aber sie liegen deutlich unter denen im Edelstahl.

Tab. 3.8: Vergleich der Eisen-, Mangan-, Chrom- und Nickelgehalte in der 'VK-SW_4' mit einem Edelstahl Typ 14404 und den anzunehmenden Gehalten im Sandboden.

	Feststoffprobe VK-SW_4	**Edelstahl Typ 14404 *[2]**	**anzunehmende Gehalte im Boden *[1]**
Fe [mg/kg]	400.000	k.A.	1.500 – 3.500
Mn [mg/kg]	1.000	< 20.000	40 - 1.000
Cr [mg/kg]	300	160.000 - 180.000	5 - 100
Ni [mg/kg]	100	100.000 - 130.000	3 - 50

*[1] Fe-Gehalte nach Analysenergebnissen vom TL Schäferhof-Süd, Bohrpunkt T-B7 (04.12.01); Mn-, Cr-, Ni-Gehalte nach SCHEFFER (2002)

*[2] nach DIN EN 10088-2 (Entwurf 2001-12), Angabe entnommen STALATUBE (2002)

Es ist vielmehr davon auszugehen, dass es im Übergang vom Boden zur Saugkerze zu einer (teilweisen) Ausfällung der Bodenlösung, insbesondere des gelösten Eisens als Eisenhydroxid, kommt. Die sehr niedrigen Gehalte gelösten Eisens im Sickerwasser bestätigen diese Vermutung (vgl. Kap.3.3.2).

3.3.1.2 Probennahme und Analytik

Die kontinuierlich gezogenen Sickerwasserproben werden in einer Sammelflasche an der Bodenoberfläche aufgefangen. Nach einem Zeitraum von maximal vier Wochen wurden die Sickerwasserproben entnommen und bis zur Analytik der Mischprobe eines Probennahme-Intervalls von drei Monaten eingefroren. Bei Anlagerung von Eisenhydroxiden in den Sammelflaschen wurden diese ausgetauscht und gereinigt, um Adsorptionen an den Belägen zu vermeiden. Aufgrund fragwürdiger Messergebnisse insbesondere für die leicht flüchtigen Schadstoffe wurden zwei zusätzliche Kurzzeitversuche zur Prüfung der Qualitätssicherung bei der Sickerwasserprobennahme mittels Saugkerzen durchgeführt (vgl. Kap. 3.3.1.3).

Wegen der im Sandboden in trockenen Monaten zu erwartenden geringen Sickerwassermenge wurde eine Auswahl der prioritär zu messenden Parameter getroffen. In der Regel konnten in drei Probennahme-Intervallen pro Jahr zumindest geringe Mengen Sickerwasser gewonnen werden. In den Wintermonaten wurden die oberirdischen Teile der Saugkerzenanlage abgebaut, um Materialschäden durch kurzfristiges Einfrieren des Wassers in den Schläuchen und Flaschen zu vermeiden. Der finanzielle Aufwand für die Beheizung der Saugkerzenanlage, hier insbesondere die Verlegung eines Stromanschlusses, stand nicht im Verhältnis zu der zu gewinnenden Sickerwasserprobe.

Die Analytik der Sickerwasserproben erfolgte gemäß den in Tab. 3.9 aufgeführten Normen und Methoden. Das Hausverfahren für die Bestimmung von Benzoesäure in Wasserproben ist in der Prüfungsvorschrift beschrieben (Anhang 5.4).

Tab. 3.9: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sicker- und Grundwasserproben

Parameter	**Methode**	**Bestimmungsgrenze**
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN EN ISO 9377-2	0,1 mg/l
BTEX	DIN 38407 -F9	1 µg/l
Benzoesäure	Hausverfahren Umweltschutz Nord/ alphacon	0,01 mg/l
Temperatur	DIN 38404-C4	
Leitfähigkeit	DIN EN 27 888	
pH-Wert	DIN 38404- C5	
Redoxpotenzial	DIN 38404- C6	
Sauerstoff	DIN EN 25814	
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1/2	1 mg/l
verfügbares Phosphat	DIN EN ISO 10304-1/2	1 mg/l
Eisen	DIN EN ISO 11885	0,02 mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1/2	1 mg/l
TOC/ DOC	DIN EN 1484	1 mg/l
Säurekapazität/Karbonathärte	DIN 38409- H7/DIN 38405-D8	

Für die Wasseranalytik gilt, dass ausreichend Probenmaterial zur Verfügung stehen muss, da ansonsten die Analyse aller Parameter mit sinnvollen Bestimmungsgrenzen nicht möglich ist. Für den Fall, dass in niederschlagsarmen Perioden nur ungenügende Sickerwassermengen für den im Analysenplan festgelegten Analysenumfang gewonnen würden, galt zunächst eine Prioritätenliste der zu analysierenden Parameter (s. Tab. 3.10). Aufgrund der Erkenntnisse aus den Zusatzversuchen wurde der Analysenplan ab März 2004 auf die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, TOC/DOC, Eisen, Phosphat, Nitrat und Säurekapazität reduziert.

Tab. 3.10: Prioritätenliste der zu analysierenden Parameter im Sickerwasser.

Parameter	mindestens benötigte Menge
BTEX/ Alkylbenzole	2 ml
MKW (GC)	1000/500 ml (NWG < 0,1/ < 0,2 mg/l)
pH, Leitfähigkeit	50 ml
TOC/DOC	20 ml
Eisen	20 ml
Phosphat, Nitrat	20 ml
Säurekapazität, Karbonathärte	100 ml
Benzoesäure	1000 ml

3.3.1.3 Zusatzversuche zur Qualitätssicherung bei der Probennahme

Wiederfindung leicht flüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser

Aufgrund der Analysenergebnisse bis Juni 2003 bestanden erhebliche Zweifel an der Eignung der Saugkerzen zur Bestimmung von leicht flüchtigen Schadstoffen im Sickerwasser am TL Schäferhof-Süd. Trotz den hohen Schadstoffgehalten in der ungesättigten Bodenzone des Testfeldes und den im Grundwasser nachgewiesenen BTEX-Konzentrationen wurden in den entnommenen Sickerwasserproben durchgehend sehr geringe Gehalte von MKW, BTEX und anderen Alkylbenzolen gemessen. Zum Teil waren keine Schadstoffe nachweisbar. Es lag die Vermutung nahe, dass die Standzeit der Wasserproben in den Sammelflaschen zu einer Abnahme der ursprünglich im Sickerwasser vorhandenen Schadstoffgehalte, insbesondere von BTEX, führt.

Um die Ursache der niedrigen BTEX-Gehalte zu klären bzw. geeignete Zeiträume für die Sickerwassergewinnung zu ermitteln, in denen noch kein Schadstoffverlust zu verzeichnen ist, wurde in der Zeit vom 4. November bis 3. Dezember 2003 ein Zusatzversuch am TL Schäferhof-Süd durchgeführt. Zu Versuchsbeginn wurde an allen sieben Sickerwassermessstellen den angeschlossenen Sammelflaschen eine wässrige Stammlösung mit deuteriertem Toluol zugesetzt, das analytisch analog der verwendeten BTEX-Methode (DIN 38407-F9) mit entsprechend angepasstem Massenspektrometer-Programm (M/Z 98) bestimmt werden kann. An den 2 m tiefen Messstellen im Testfeld wurden nach einem Tag und nach einer Woche zusätzliche Probennahmen durchgeführt. Mit der regulären Probennahme am 3. Dezember 2003, also einen Monat nach Versuchsbeginn, wurde der Versuch beendet und an allen Messstellen vorhandene Wasserproben entnommen. Um mögliche Abbaueffekte oder sonstige Reaktionen des Bezugsstandards zu dokumentieren, wurde eine weitere Flasche als Kontrollprobe am Standort aufbewahrt.

Die Messergebnisse bestätigten die Annahme, dass es allein durch die Probennahmetechnik zu erheblichen Minderbefunden leicht flüchtiger Schadstoffe kommt. Die Wiederfindungsrate des eingesetzten internen Toluol-Standards lag im durchgeführten Versuch bereits nach einem Tag unter 10 % (s. Tab. 1, Anhang 4.2). Nach einer Woche bzw. einem Monat sank

die Wiederfindungsrate des Standards im Sickerwasser unter 1 % (s. Tab. 1 und 2, Anhang 4.2). In der Kontrollprobe betrug die Wiederfindungsrate nach einem Tag 83 %, nach einer Woche 59 % und nach einem Monat noch 54 % des Anfangswertes (s. Tab. 3, Anhang 4.2).

Der Vergleich der Abnahme des Toluolgehaltes in den unter Unterdruck stehenden Sammelflaschen mit der unter Normaldruck zeitgleich am Standort verbliebenen Bezugslösung belegte, dass der überwiegende Anteil der Schadstoffverluste auf die Probennahmetechnik zurückzuführen ist (Abb. 3.42). Die abnehmende Wiederfindungsrate im Kontrollversuch verdeutlicht zum einen die Verflüchtigung der aromatischen Kohlenwasserstoffe bei der Entnahme der Proben aus den Flaschen und zum anderen die kontinuierlichen Abbauprozesse im aufgefangenen Sickerwasser während der Standzeit. Mit der eingesetzten Methodik kann allerdings nicht zwischen beiden Effekten differenziert werden. Es ist zu erwarten, dass sich Verflüchtigung und Abbau bei höheren Lufttemperaturen während der Sommermonate deutlich verstärken.

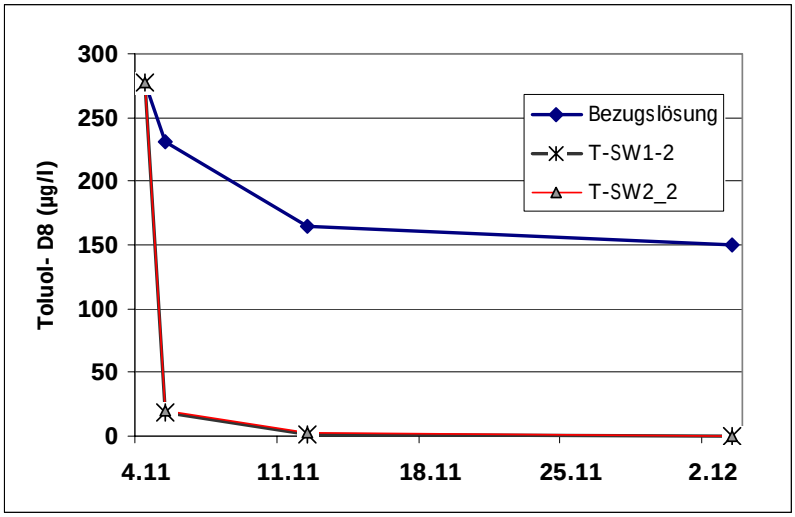


Abb. 3.42: Wiederfindung von deuteriertem Toluol D8 im gesammelten Sickerwasser der Messstellen T-SW1_2 und T-SW2_2 (200 hPa) im Vergleich zur Kontrollprobe (ohne Unterdruck).

Unter Berücksichtigung der aus dem durchgeführten Versuch gewonnenen Erkenntnisse mussten die bis dahin erzielten Analysenergebnisse für BTEX und andere Alkylbenzole in den Sickerwasserproben neu bewertet werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass der für Toluol exemplarisch durchgeführte Versuch sich größtenteils auf die anderen leicht flüchtigen Schadstoffe übertragen lässt. Damit bietet die angewendete Probennahmetechnik bei den geringen Sickerwassermengen am Standort nicht die geeigneten Voraussetzungen, BTEX und andere Alkylbenzole im Sickerwasser zu bestimmen und über diese Parameter die natürlichen Abbauprozesse im Boden bzw. den Schadstoffaustrag ins Grundwasser zu dokumentieren. Daher wurden bei den Probennahmeterminen im Jahr 2004 die Parameter BTEX und Alkylbenzole aus dem Analysenplan gestrichen.

Beeinflussung von pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat- und Sulfatgehalten durch die Probennahmetechnik

Um abzuschätzen, in welchem Ausmaß die Messwerte der sonstigen im Analysenplan vorgesehenen physikalisch-chemischen Parameter durch die Probennahmetechnik beeinflusst werden, wurde im Mai 2004 ein weiterer Zusatzversuch für die Parameter Nitrat, Sulfat, Leitfähigkeit und pH-Wert durchgeführt.

Für den Versuchsstart wurden am 12. Mai 2004 an allen Messstellen die bis dahin angefallenen Sickerwasserproben aus den Sammelflaschen herausgenommen. Nach einer Woche, am 19. Mai 2004, wurden die Sammelflaschen der Messstellen T-SW-2_2 und Vuk-Sw_2 ausgebaut und jeweils eine Probe für die Laboranalytik entnommen. Anschließend wurden die Flaschen direkt, das heißt ohne Anschluss an die Saugkerze, an die Vakuumpumpe (Unterdruck 200 hPa) angeschlossen. Dadurch sollte verhindert werden, dass während der Versuchszeit Sickerwasser in die Flaschen nachfließen kann und damit zwischen einer Messwertveränderung durch Standzeit bzw. Unterdruck und der Nachlieferung von Sickerwasser mit undefinierten Gehalten der zu untersuchenden Parameter nicht mehr unterschieden werden kann. Die Saugkerzen der beiden Messstellen (T-SW-2_2, Vuk-Sw_2) wurden während der Versuchszeit mit Reserveflaschen verbunden und die Proben zum regulären Monitoring-Termin im Juni 2004 entnommen.

Um den Einfluss der Standzeit auf mögliche Abbaueffekte oder sonstige Reaktionen am Beispiel eines physiko-chemischen Parameters zu dokumentieren, wurden zusätzlich 500 ml der am 12. Mai 2004 an der Messstelle Vk-SW_2 entnommenen Probe mit 50 mg/l Nitrat-Stickstoff versetzt und als Kontrollprobe in der Holzkiste der Saugkerzenanlage im Testfeld während der Versuchsdauer aufbewahrt. Mit der regulären Probennahme am 9. Juni 2004 wurde der Versuch beendet und eine abschließende Analytik der Proben durchgeführt.

Die Ergebnisse der analytischen Untersuchung der Sickerwasserproben und der Kontrollprobe zu Versuchsbeginn und nach drei Wochen Standzeit sind in Tab. 3.11 zusammengefasst.

Tab. 3.11: Veränderung verschiedener physikalisch-chemischer Parameter in den Proben T-SW2_2 und Vuk-Sw_2 nach 3 Wochen Standzeit unter Unterdruck sowie in einer mit Nitrat angereicherten Kontrollprobe.

Proben-Bez.		**T-SW2-2**		**VK-SW-2**		**VK-SW_2 (Vorlage für Kontrolle)**	**Kontrolle: Vorlage aus VK-SW_2 vom 12.05.04 + NO_3-N (50 mg/L)**	
Bedingungen		Unterdruck	Unterdruck	Unterdruck	Unterdruck	Unterdruck	Kontrolle	Kontrolle
Probennahme		**19.5.2004**	**9.6.2004**	**19.5.2004**	**9.6.2004**	**12.5.2004**	**19.5.2004**	**9.6.2004**
Nitrat	mg/l	**6,6**	**9,8**	**5,4**	**8,8**	**9,7**	**60**	**58,5**
Sulfat	mg/l	**9**	**14**	**31**	**47**	**31**	**36**	**55**
Leitfähigkeit	µS/cm	**141**	**152**	**179**	**184**	**196**	**308**	**300**
pH-Wert	-	**6,5**	**6,8**	**6,7**	**7,1**	**6,4**	**6,4**	**7,0**
Sickerwassermenge	ml	**100**	**100**	**150**	**150**	**1.000**	**500**	**500**

Für die Nitratgehalte (Abb. 3.43) zeigt sich, dass es bei den Proben des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals zu einer Anreicherung um 3-4 mg/l (Bestimmungsgrenze:

0,5 mg/l) kommt. Bezogen auf den Ausgangswert stellt dies zwar eine Erhöhung der Gehalte um 49 % bzw. 63 % dar, es ist aber davon auszugehen, dass sich diese Steigerung bei höheren Gehalten relativiert. Ein Grund für die ansteigenden Nitratgehalte könnte die zweistufige Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat (Nitrifikation) sein. Bei der Kontrollprobe ergeben sich nahezu identische Gehalte zwischen den Probennahmeterminen.

Für die Sulfatgehalte (Abb. 3.43) ergibt sich ein deutlicher Anstieg sowohl in den unter Unterdruck verbliebenen Proben als auch in der Kontrolle um 6-16 mg/l (T-SW2_2: 56 %, Vk-SW_2: 51 %, Kontrolle: 53 % höher als der Ausgangswert).

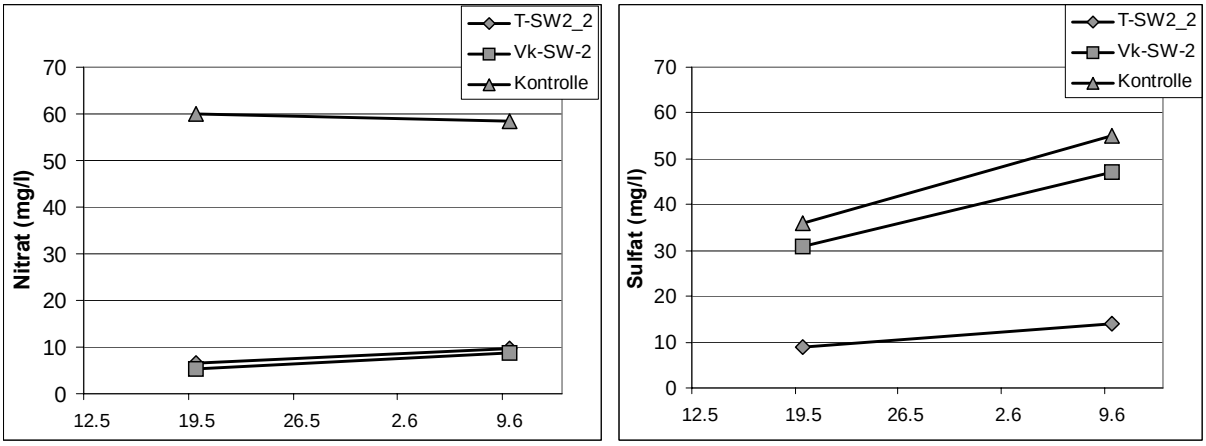


Abb. 3.43: Nitrat- und Sulfatgehalt (mg/l) zu Versuchsbeginn und nach 3 Wochen Standzeit.

Bei der elektrischen Leitfähigkeit (Abb. 3.44) ist nur in den Proben T-SW2_2 und Vk-SW_2 ein Anstieg des Messwertes von 2 % bzw. 10 % zu verzeichnen. In der Kontrollprobe nimmt die Leitfähigkeit leicht ab. Der pH-Wert (Abb. 3.44) steigt in allen Proben um 0,2-0,6 pH-Einheiten an. Es ist anzunehmen, dass Ausgasungsprozesse von im Sickerwasser gelöstem Kohlendioxid zu der Verschiebung des Kohlensäuregleichgewichts und damit zu einem pH-Anstieg während der Versuchsdauer geführt haben.

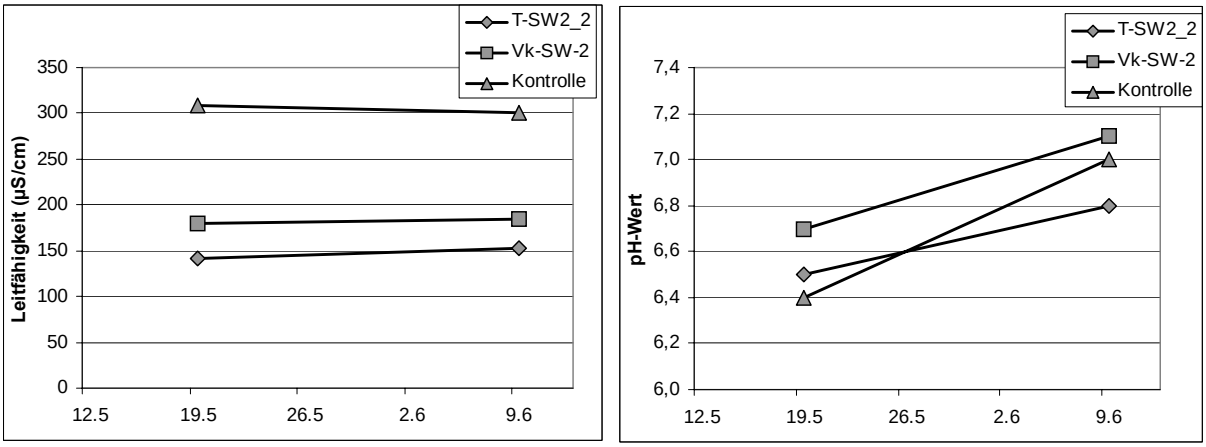


Abb. 3.44: Leitfähigkeit (µS/cm) und pH-Wert zu Versuchsbeginn und nach 3 Wochen Standzeit.

Mit dem zusätzlich durchgeführten Versuch hat sich gezeigt, dass es während eines Probennahme-Intervalles von 4 Wochen auch bei den physiko-chemischen Parametern zu

einer Veränderung der Messergebnisse sowohl durch die Standzeit als auch durch den an den Sammelflaschen angelegten Unterdruck kommt. Für den Parameter Leitfähigkeit sind die festgestellten Schwankungen nahezu zu vernachlässigen. Für die Parameter Nitrat, Sulfat und pH-Wert gaben die Ergebnisse erste Hinweise auf das Ausmaß dieser Veränderungen. Eine generelle quantitative Beurteilung dieser Effekte konnte allerdings anhand dieses einmalig durchgeführten Versuches nicht getroffen werden.

Der Einsatz von Edelstahlsaugkerzen am TL Schäferhof-Süd war damit für das Monitoring der Parameter Nitrat, Sulfat, Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert und Säurekapazität bedingt geeignet.

3.3.2 Ergebnisse

Aufgrund der unter Kap. 3.3.1 beschriebenen technischen Probleme beim Betrieb der Sickerwassermessstellen und aufgrund geringer Sickerwassermengen liegen für viele Probennahme-Intervalle keine oder nur unvollständige Analysenergebnisse vor. Insbesondere bei den 4 m tiefen Messstellen ist die Datenlage sehr lückenhaft, so dass bei der Beschreibung der einzelnen Messparameter überwiegend die Ergebnisse der Messstellen in 2 m Tiefe diskutiert werden. Eine (statistische) Auswertung der Messwerte der 4 m tiefen Messstellen wurde aufgrund der geringen Datenmenge nicht vorgenommen. Frostbedingt liegen aus den Wintermonaten Dezember bis März keine Daten vor, so dass maximal drei Probennahme-Intervalle pro Jahr erreicht werden konnten. Die Ergebnisse des Monitorings sind in Anhang 4.1 tabellarisch zusammengestellt.

Die im Sickerwasser gemessenen **MKW**-Konzentrationen lagen bis September 2003 zumeist unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l. Wegen der konstant niedrigen Gehalte wurde bei den Probennahmen im Jahr 2004 auf die weitere Bestimmung verzichtet. Aufgrund der im Bodeneluat (T-B7) gemessenen MKW-Konzentrationen bis 0,5 mg/l (0-4 m u. GOK) und der im Grundwasser (MP2) bestimmten Gehalte von 0,3-1,2 mg/l war von deutlich höheren Konzentrationen auch im Sickerwasser auszugehen.

Zusätzlich zur potenziellen Adsorption an der inneren Oberfläche der Saugkerzen ist davon auszugehen, dass sich die für Toluol nachgewiesenen Effekte (Kapitel 0) anteilig auch auf die Wiederfindungsrate der aliphatischen Kohlenwasserstoffe, insbesondere die flüchtigen Anteile, auswirkten und zu Minderbefunden führten. Nach den im durchgeführten Zusatzversuch gewonnenen Erkenntnissen können die zunächst an den Sickerwassermessstellen aufgenommenen Daten für **BTEX** und andere **Alkylbenzole** nicht bewertet werden. Die im Jahr 2002 aufgenommenen **Benzoesäure**-Gehalte lagen generell unter der 0,01 mg/l, weshalb im April 2003 beschlossen wurde, diesen Parameter aus dem Analysenplan zu streichen.

Zu dem Schluss, dass sich Saugkerzen nicht für die Gewinnung MKW-kontaminierter Sickerwässer eignen, kommen auch GIESE et al. (2003) in ihrer Untersuchung über die Nutzbarkeit von Saugkerzen für die Bewertung verschiedener Kontaminationssituationen im Altlastenbereich. Sie wiesen für MKW-Sickerwässer (C_{10}- C_{25}) erhebliche Stoffverluste durch Filtration und Adsorption beim Einsatz von Glassaugkerzen und in Filtrationstests (0,45µm-

CN-Filter) nach. Die Porung der am TL Schäferhof-Süd eingesetzten Edelstahlsaugkerzen ist vergleichbar (ca. 0,5 µm). KALBE et al. (2003) wiesen durch Adsorptions-/Desorptions-untersuchungen mit einem Mitteldestillat ebenfalls starke Minderbefunde beim Einsatz von Keramik-, Glas und Edelstahlsaugkerzen nach.

Bei den Messdaten des Sickerwassers sind die Unterschiede zwischen den Messstellen im Testfeld und in den Vergleichsarealen zwar nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Boden-luftpegeln, aber für einzelne **physiko-chemische Parameter** lassen sich durchaus Trends bezüglich des mikrobiellen Schadstoffabbaus und gewisse Jahreszeiteneffekte ablesen.

Phosphat wurde lediglich zu Beginn des Sickerwasser-Monitorings untersucht. Da über vier Messintervalle an allen Messstellen kein Phosphat nachgewiesen wurden, ist der Parameter aus dem Analysenplan herausgenommen worden.

Für den Parameter **Nitrat** zeigen sich ein Unterschiede bei den Messstellen im Testfeld und in den Vergleichsarealen sowie zwischen den Probennahme-Intervallen im Winter und Sommer (s. Abb. 3.45). Selbst unter Berücksichtigung einer durch die Standzeit und den Unterdruck hervorgerufenen Verschiebung der Messwerte, wie sie im dargestellten Zusatzversuch aufgetreten ist, sind diese Trends deutlich sichtbar. In den Vergleichsarealen liegen an den 2 m tiefen Messstellen Nitratgehalte von 10-130 mg/l vor. Im Testfeld konnte an der Messstelle T-SW1_2 über den gesamten Monitoring-Zeitraum kein Nitrat im Sickerwasser nachgewiesen werden. An der im nördlichen Teil des Testfeldes liegenden Messstelle T-SW2_2 sind seit Juni 2003 die Gehalte deutlich angestiegen (5-60 mg/l). An allen 4 m tiefen Messstellen ist kein Nitrat nachweisbar. Bei der Betrachtung der Messwerte im Boxplot-Diagramm (s. Abb. 3.46), das heißt ohne die zeitliche Auflösung und die starke Schwankungsbreite zu berücksichtigen, werden die Unterschiede zwischen den Messstellen im Testfeld und in den Vergleichsarealen noch deutlicher: Mit abnehmender Schadstoff-konzentration im Boden steigen die Nitratgehalte im Sickerwasser.

Die Nitratgehalte im Sickerwasser stehen offensichtlich in Zusammenhang mit dem Verbrauch von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor beim mikrobiellen Abbau der organischen Schadstoffe. Generell ist von einer Nitratbildung durch mikrobielle Nitrifikation im gut durchlüfteten Oberboden mit anschließender Auswaschung des leicht löslichen Nitrat-Ions und dem Eintrag in tiefer liegende Schichten auszugehen. Die Gesamtstickstoffgehalte in der obersten Bodenschicht lagen nach den Ergebnissen bei der Startuntersuchung im Herbst 2001 im Testfeld bei 400 mg/kg, im kontaminierten Vergleichsareal bei 250 mg/kg und im unkontaminierten Vergleichsareal bei 340 mg/kg. Bei der Endbeprobung 2004 wurden Gehalte in ähnlicher Höhe festgestellt (Testfeld bei 210 mg/kg, kontaminiertes Vergleichsareal: 400 mg/kg). Während im kontaminierten und unkontaminierten Vergleichs-areal wegen der geringen Schadstoffkonzentrationen in 2 m Tiefe keine bzw. keine vollständige Nitratzehrung erfolgte, reichten im Testfeld die Schadstoffkonzentrationen in dieser Tiefe (MKW 0-2 m u. GOK: < 100-7.300 mg/kg) aus, um Nitrat soweit zu zehren, dass die Konzentration im Sickerwasser unter der Bestimmungsgrenze lag. An der etwas nördlicher liegenden Messstelle T-SW-2_2 findet wahrscheinlich aufgrund zurückgehender Schadstoffkonzentrationen im Boden seit Sommer 2003 keine vollständige Nitratzehrung bei der mikrobiellen Umsetzung mehr statt.

Die oberflächige Nitratbildung erfolgt zumeist durch Umsetzung abgestorbener Pflanzenreste am Ende der Vegetationsperiode (SCHEFFER 2002) und unterliegt damit jahreszeitlichen Schwankungen, die sich nachfolgend auch auf die Nitratgehalte im Sickerwasser auswirken. Insbesondere in den Vergleichsarealen zeigt sich in 2 m Tiefe ein deutlicher Anstieg der Nitratgehalte zwischen den September- und Dezember-Messungen, während sie in den Sommermonaten wieder deutlich absinken.

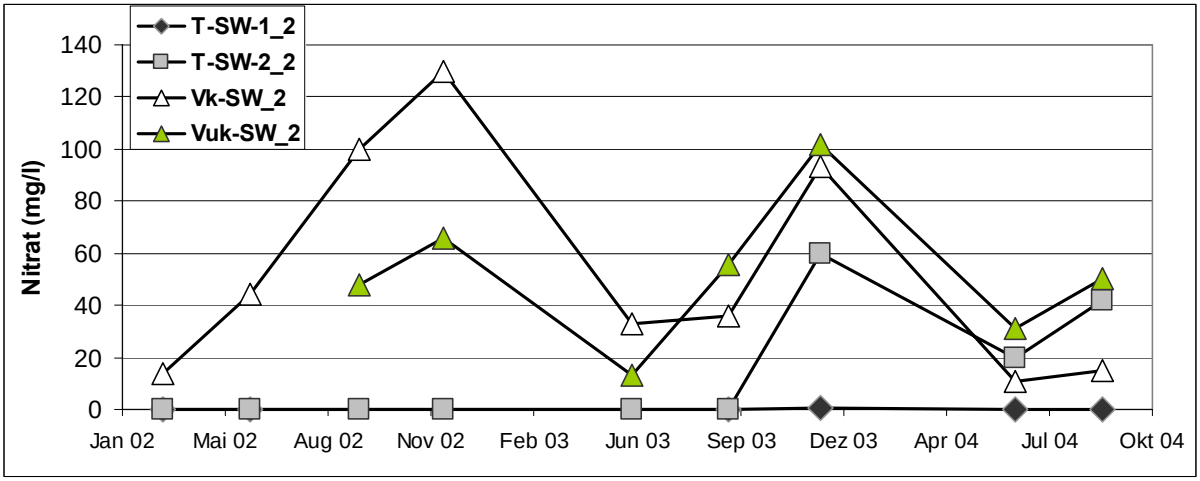


Abb. 3.45: Nitratgehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

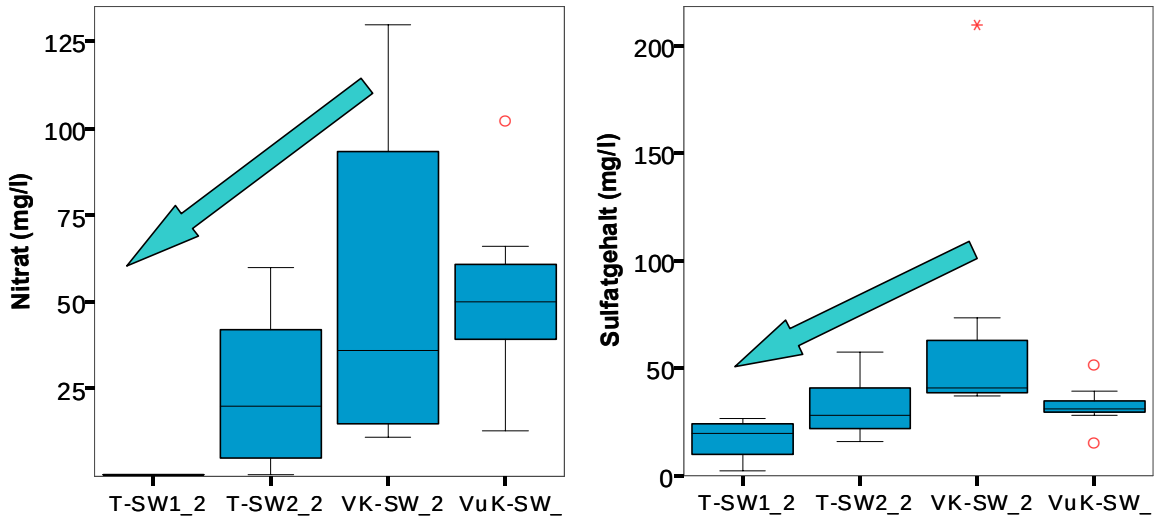


Abb. 3.46: Boxplot-Diagramm der Nitrat- und Sulfatgehalte an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

Bei den **Sulfat**gehalten lassen sich in den Zeitreihen (s. Abb. 3.47) kaum Unterschiede zwischen den Messstellen erkennen. Im Testfeld wurden in den 2 m tiefen Messstellen 2-58 mg/l, im kontaminierten Vergleichsareal 37-73 mg/l (sowie einmalig 210 mg/l) und unkontaminierten Vergleichsareal 15-52 mg/l Sulfat gemessen. Bei den angegebenen

Werten muss unabhängig von den Schadstoffkonzentrationen aufgrund der Probennahmetechnik von leichten Überbefunden ausgegangen werden (vgl. Kap. 3.3.1.3). Der hauptsächliche Anteil des Sulfats im Sickerwasser ist sehr wahrscheinlich auf die Lösung sulfathaltiger Minerale im Boden zurückzuführen. Wie inhomogen diese Lösungsprozesse am Standort sind und damit zu unterschiedlich hohen Sulfatgehalten im Sickerwasser führen können, ist nicht abzuschätzen.

Unter Betrachtung der gesamten Messwerte im Boxplot-Diagramm (s. Abb. 3.46) fällt allerdings auf, dass die Median- und Interquartilwerte (Ausreißerwert der Messung am 02.12.02 wurde ausgeschlossen) im kontaminierten Vergleichsareal über denen der Messstellen T-SW2_2 und T-SW1_2 im Testfeld lagen. Eine Reduzierung der Sulfatgehalte an Messstellen, die im Bereich hoher Schadstoffkonzentrationen im Boden liegen, legt nahe, dass mikrobiologische Abbauprozesse unter Nutzung von Sulfat als alternativem Elektronenakzeptor zu den Unterschieden zwischen den Messstellen beitragen. Sulfatreduktion findet ausschließlich unter streng anaeroben Bedingungen statt, von denen in der ungesättigten Bodenzone in zwei Meter Bodentiefe nicht unbedingt auszugehen ist. Allerdings geben die in der Bodenluft gemessenen Methangehalte im Testfeld von 0,2-0,3 Vol.% einen Hinweise darauf, dass sich zumindest teilweise anaerobe Milieubedingungen einstellen.

Einen Anstieg der Sulfatgehalte im Sickerwasser bringen CAPUANO & JOHNSON (1996) mit der Oxidation schwefelhaltiger Verbindungen aus den Mineralölkontaminationen in Verbindung. Diese Oxidation würde dementsprechend so lange ein aerobes Milieu herrscht Sulfat nachliefern. Ob am TL Schäferhof-Süd die Schwefelgehalte der Kontaminationen ausreichend waren, um nach Oxidation potenziell einen Einfluss auf die analysierten Sulfatgehalte genommen zu haben, konnte nicht geklärt werden.

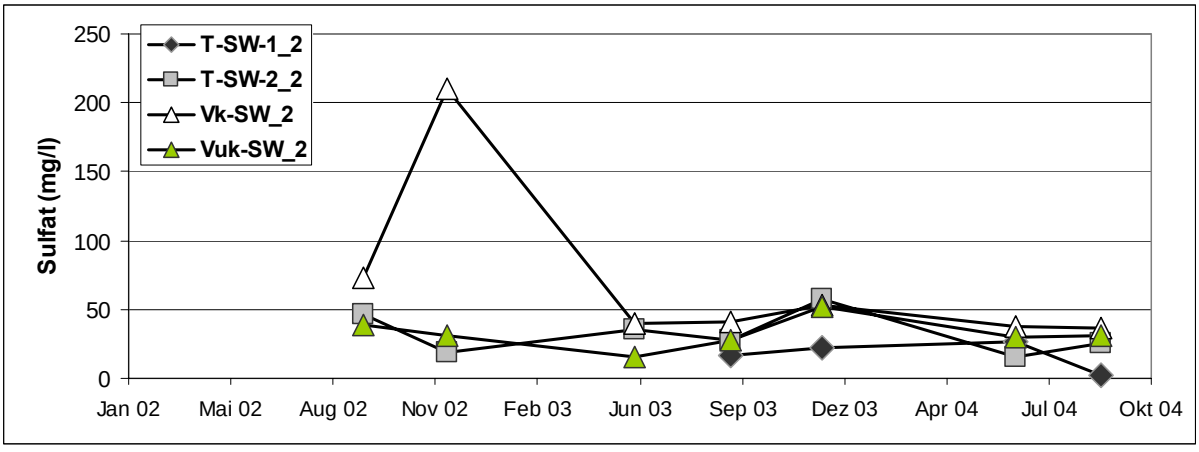


Abb. 3.47: Sulfatgehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

Die elektrische **Leitfähigkeit** ergibt sich aus der Summe der im Wasser gelösten Ionen und wird am Standort somit stark durch die Gehalte von Hydrogenkarbonat, Nitrat und Sulfat beeinflusst. An der Testfeldmessstelle T-SW1_2 sind die Leitfähigkeitswerte während des Monitorings von 815 auf 320 µS/cm gefallen (vgl. Abb. 3.48). Die Leitfähigkeitswerte der weiteren Messstellen im Testfeld lagen zwischen 180 und 480 µScm (nur T-SW2_2 dargestellt), im kontaminierten Vergleichsareal mit Ausnahme der Messung im Dezember 2002 (730 µS/cm) bei vergleichbaren Werten von 216 bis 430 µS/cm. Der Auffüllungskörper

im Bereich des unkontaminierten Vergleichsareals führt hier zu mehrfach höheren Werten (790-1360 µS/cm). Die Leitfähigkeitsmessung im Sickerwasser ist kaum beeinflusst durch Probennahmetechnik.

Aufgrund häufig zu geringer Sickerwassermengen konnten die Messreihen der **Hydrogenkarbonat**gehalte (Säurekapazität) zum Teil nur lückenhaft aufgenommen werden. Im Testfeld sind die Hydrogenkarbonatgehalte an der Messstelle T-SW1_2 von März 2002 bis September 2004 von 6,5 auf 3,3 mmol/l gefallen (Abb. 3.49). An der Testfeldmessstelle T-SW2_2 und im kontaminierten Vergleichsareal liegen schwankende Gehalte zwischen 0,5 und 2,1 mmol/l vor. Im unkontaminierten Vergleichsareal wurden analog der Leitfähigkeit mehrfach höhere Leitfähigkeitswerte bestimmt (7,6-13,5 mmol/l). Die Auswirkungen der Probennahmetechnik wurden für den Parameter Hydrogenkarbonat nicht getestet. Aufgrund einer anzunehmenden Verschiebung des Kohlensäuregleichgewichts in der Sickerwasserprobe ist jedoch eine Einflussnahme der Standzeit auf die Messwerte anzunehmen.

Über den Messzeitraum gesehen schwanken die Leitfähigkeitswerte und die Hydrogenkarbonatgehalte an allen Messstellen in mehr oder weniger starkem Maße (Abb. 3.48, Abb. 3.49). Ein jahreszeitlicher Trend ist nicht zu erkennen. Die Leitfähigkeit und die Hydrogenkarbonatgehalte sind signifikant positiv miteinander korreliert (R=0,995).

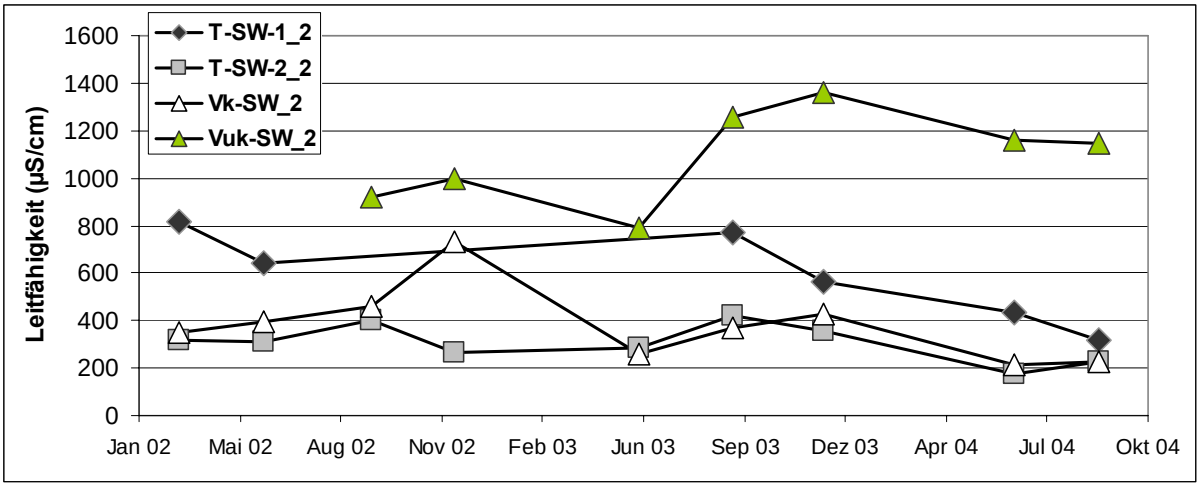


Abb. 3.48: Leitfähigkeitswerte (µS/cm) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

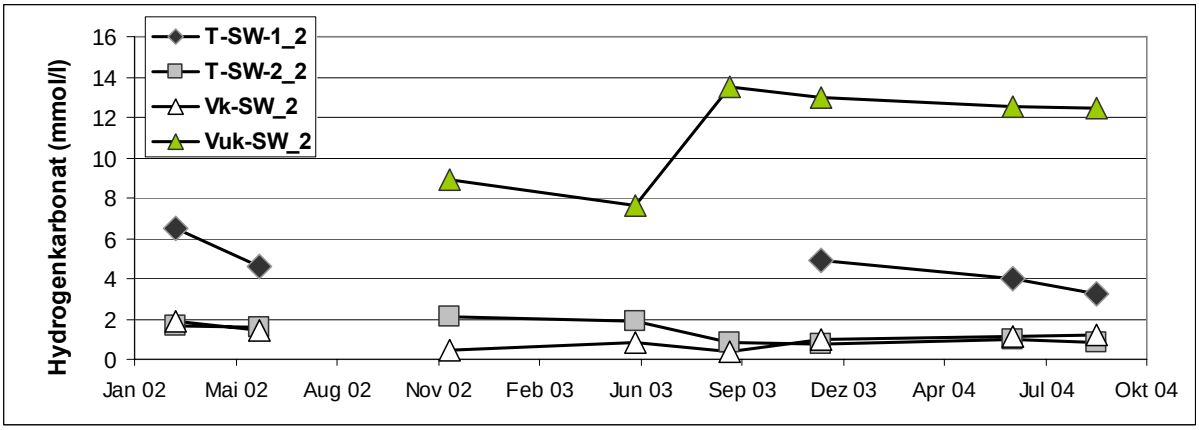


Abb. 3.49: Hydrogenkarbonatgehalte (mmol/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

Im Boxplot-Diagramm (Abb. 3.50) zeigt sich, dass das Sickerwasser im unkontaminierten Vergleichsareal aufgrund des Auffüllungsbereiches deutlich mineralisierter ist als im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal. An der Messstelle T-SW1_2 liegen die Messwerte von Hydrogenkarbonat und Leitfähigkeit über denen von T-SW2_2 und Vk-SW_2. Erhöhte Hydrogenkarbonatgehalte können einen Hinweis auf mikrobielle Abbauprozesse geben, da das beim Abbau gebildete Kohlendioxid zu einer Aufhärtung von Sicker- und Grundwasser führen kann. Gleichzeitig muss allerdings die abiotische Kohlendioxidproduktion in karbonathaltigen Böden berücksichtigt werden. Am TL Schäferhof-Süd liegen im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal insgesamt sehr geringe Karbonatanteile im Boden (< 10 mg/kg) vor, im unkontaminiertem Vergleichsareal lassen sich die deutlich höheren Hydrogenkarbonatgehalte im Sickerwasser durch den Karbonatanteil im Boden (1.000 mg/kg $CaCO_3$) erklären (vgl. Kap.3.1.2.5). Da der geogene Hintergrund im Bereich des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals nahezu karbonatfrei ist, könnten die Unterschiede zwischen den Messstellen in den unterschiedlich hohen Schadstoffgehalten im Boden und damit einer differenten Kohlendioxidproduktion aus potenziellen Abbauprozessen liegen.

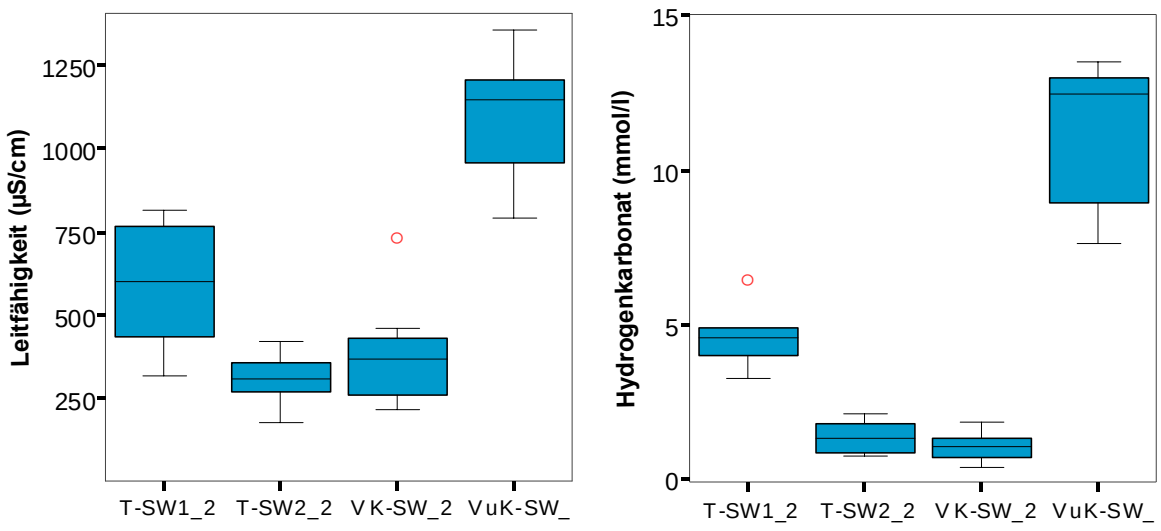


Abb. 3.50: Boxplot der Leitfähigkeit (µS/cm) und der Hydrogenkarbonatgehalte (mmol/l) an den 2 m tiefen Messstellen.

Die **pH-Werte** der Sickerwasserproben (vgl. Abb. 3.51) lagen im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal meist im neutralen bis leicht basischen Milieu (6,5-7,5), das optimale Voraussetzungen für den Schadstoffabbau bietet. Da im Bereich des Testfeldes karbonatarme Sandböden anstehen, muss allerdings von einem originär deutlich tieferen pH-Wert des Sickerwassers im Boden ausgegangen werden. Dies zeigen auch die pH-Werte im Bodeneluat, die zum Zeitpunkt der Abschlussuntersuchung immer noch etwa 1-2 pH-Einheiten (Testfeld 4,9-5,7) darunter lagen. Eine Erklärung hierfür bietet die Standzeit des Sickerwassers in den Sammelflaschen (vgl. Kap. 3.3.1.3). Es ist anzunehmen, dass Ausgasungsprozesse von gelöstem Kohlendioxid während der Verweildauer des angesaugten Wassers bis zur Probennahme unter beständigem Unterdruck zu einer pH-

Erhöhung im Wasser führten. Damit könnte es zu einer Verschiebung des pH-Wertes des ursprünglich sauren Sickerwassers im Boden zu einem neutralen pH-Wert in den gemessenen Proben gekommen sein. Von einer generellen Anreicherung des Sickerwassers mit Kohlendioxid kann aufgrund der hohen Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft ausgegangen werden. Im kontaminierten Vergleichsareal machen sich aufgrund der geringeren Kohlendioxidproduktion die Auswirkungen auf die pH-Verschiebung im Sickerwasser nicht so stark bemerkbar wie an den Messstellen im Testfeld (vgl. Abb. 3.52). Das unkontaminierte Vergleichsareal weist gegenüber dem Testfeld und dem kontaminierten Vergleichsareal insgesamt höhere pH-Werte auf (7,5-8), die aus den Karbonatanteilen im Auffüllungskörper resultieren. Der pH-Wert unterliegt an allen Messstellen Schwankungen, die wahrscheinlich nicht in Zusammenhang mit den Schadstoffgehalten im Boden stehen, sondern auch hier vielmehr von der Verweilzeit des Sickerwassers in den Sammelflaschen bis zur Probennahme abhängen (vgl. Kap. 3.3.1.3).

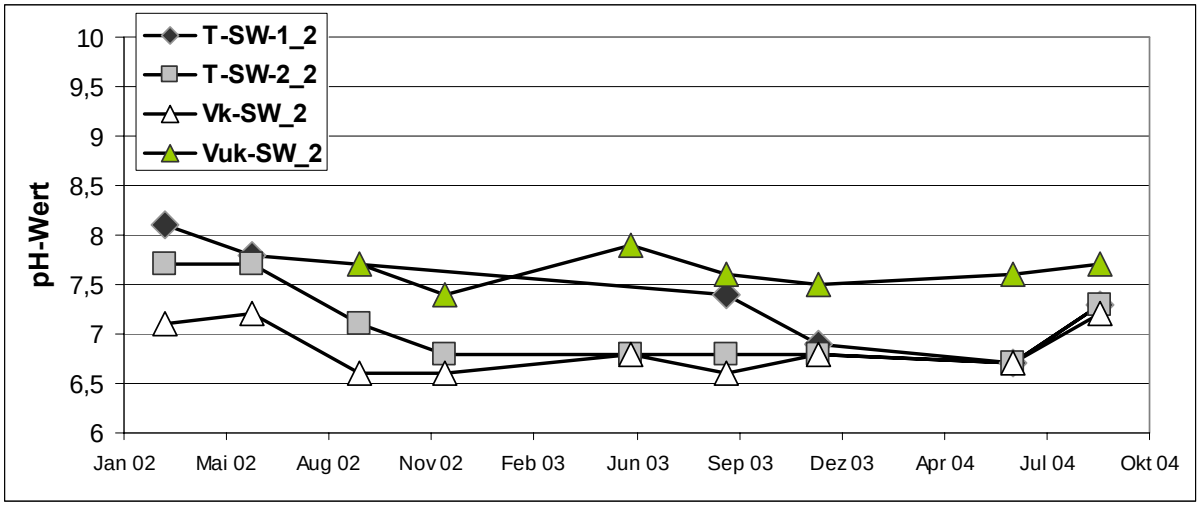


Abb. 3.51: pH-Werte an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

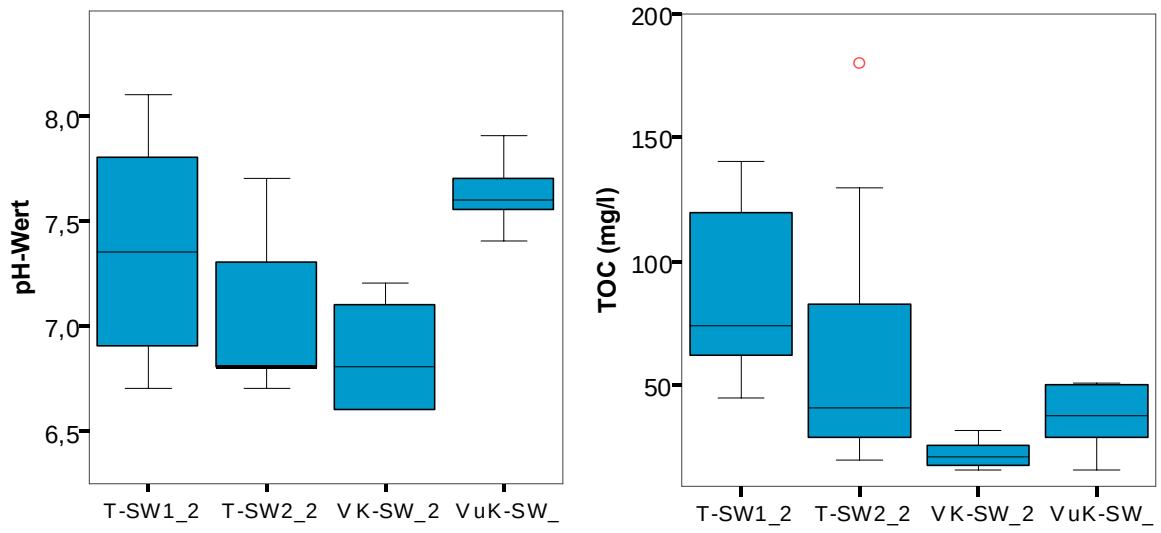


Abb. 3.52: Boxplot des pH-Wertes und der TOC-Gehalte (mg/l) an den 2 m tiefen Messstellen.

Beim im Sickerwasser gemessenen organischen **Gesamtkohlenstoffgehalt** (**TOC –** Total Organic Carbon, DOC – Dissolved Organic Carbon) ist im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal wiederum die Abhängigkeit der Gehalte von der Schadstoffkontamination im Boden erkennbar (Abb. 3.52). Der TOC setzt sich zusammen aus den natürlichen organischen Verbindungen (Humusanteil) und den organischen Schadstoffverbindungen. Vor dem Hintergrund der vorliegenden Bodenart und der fehlenden bis geringen Kontamination im unkontaminierten Vergleichsareal ist anzunehmen, dass dort der TOC-Gehalt im Sickerwasser hauptsächlich aus dem Humusanteil im Boden resultiert. In den humusarmen Böden des Testfeldes und des kontaminierten Vergleichsareals dagegen ist als TOC-Quelle von den Schadstoffen im Boden auszugehen.

Im Testfeld war insbesondere im Jahr 2002 eine starke Abnahme der Gehalte an allen Messstellen zu verzeichnen (Abb. 3.53). Im Frühjahr 2002 wurden noch TOC-Gehalte von 140-180 mg/l im Sickerwasser analysiert, im Frühjahr 2003 weniger als die Hälfte und im Herbst 2004 nur noch 30-45 mg/l. Im kontaminierten Vergleichsareal schwankten die Gehalte an den verschiedenen Messterminen zwischen 16 und 32 mg/l, im unkontaminierten Vergleichsareal zwischen 15 und 52 mg/l. An allen Messstellen lag der gemessene Kohlenstoffgehalt komplett in gelöster Form vor, was sich in DOC-Gehalten der filtrierten Proben in Höhe des TOC-Gehaltes in den unfiltrierten Proben ausdrückte.

Wie stark die TOC-Gehalte im Sickerwasser durch Adsorptionsprozesse am Saugkerzenmaterial beeinflusst sind, wurde im Projektverlauf nicht geklärt. Dass die bei GIESE et al. (2003) beschriebenen Filtrations- und Adsorptionseffekte sich auch auf die TOC-Gehalte im Sickerwasser auswirken, ist nicht auszuschließen. Die TOC-Abnahme im Sickerwasser könnte demnach auch als zunehmender Stoffverlust durch eine mit der Zeit verstärkte Adsorption an der Saugkerze interpretiert werden.

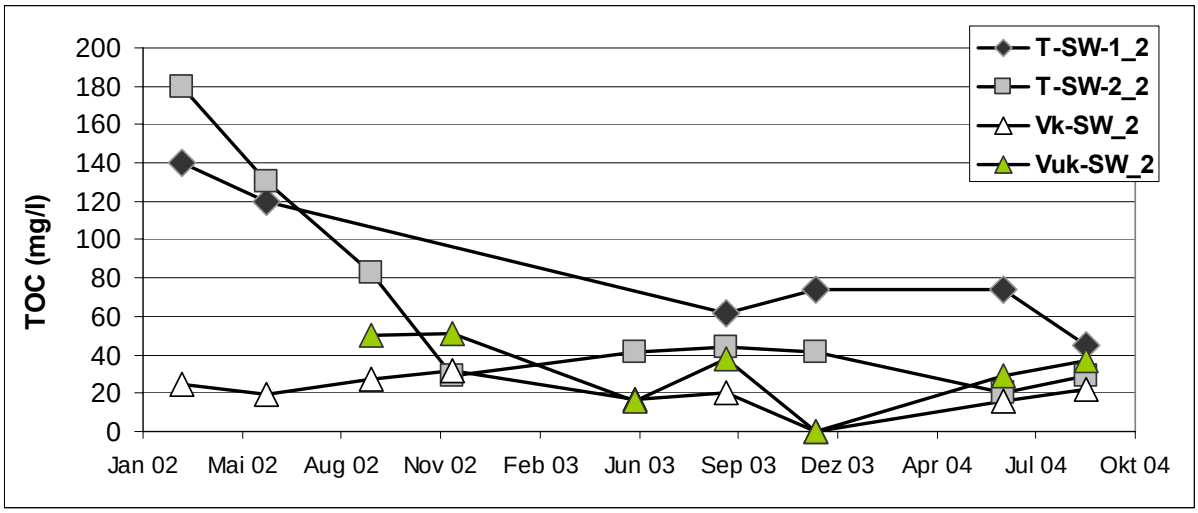


Abb. 3.53: TOC-Gehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

Die im Sickerwasser gemessenen **Eisen**gehalte sind insgesamt gering. An der Testfeldmessstelle T-SW1_2 wurden variierende Gehalte zwischen 0,1 und 5,5 mg/l gemessen (Abb. 3.54). An der Messstelle T-SW2 wurden im Frühjahr und Sommer 2002 in 2 und 4 m Tiefe noch 5,5 bzw. 16,5 mg/l gemessen, dann sanken die Werte im September

bzw. Dezember 2002 schlagartig unter 0,1 mg/l. In den Vergleichsarealen lagen die Konzentrationen zumeist unter der Bestimmungsgrenze.

Die niedrigen Gehalte gelösten Eisens im Sickerwasser lassen sich auf die Ausfällungen von Eisenhydroxiden in den Schläuchen und in den Saugkerzen zurückführen (vgl. Kap. 3.3.1.1). Die bei der Probennahme im Dezember 2003 zusätzlich durchgeführte Eisen(II)-Bestimmung zeigte an der Messstelle T-SW1_2 im Testfeld, dass den überwiegenden Anteil des Eisengehaltes das zweiwertige Eisen ausmacht. Das heißt, dass das dreiwertige, oxidierte Eisen fast vollständig ausgefällt wurde und nur der reduzierte zweiwertige Anteil in Lösung verblieben ist. An den weiteren beprobten Messstellen lagen die Messwerte unter der Bestimmungsgrenze. Ob die Unterschiede zwischen der Messstelle im stark kontaminierten Bereich des Testfeldes und den anderen Messstellen lediglich auf variierende Eisengehalte im Boden oder auf eine erhöhte Eisen(II)-Freisetzung im Zuge von Reduktionsprozessen beim biologischen Schadstoffabbau basieren, konnte nicht geklärt werden.

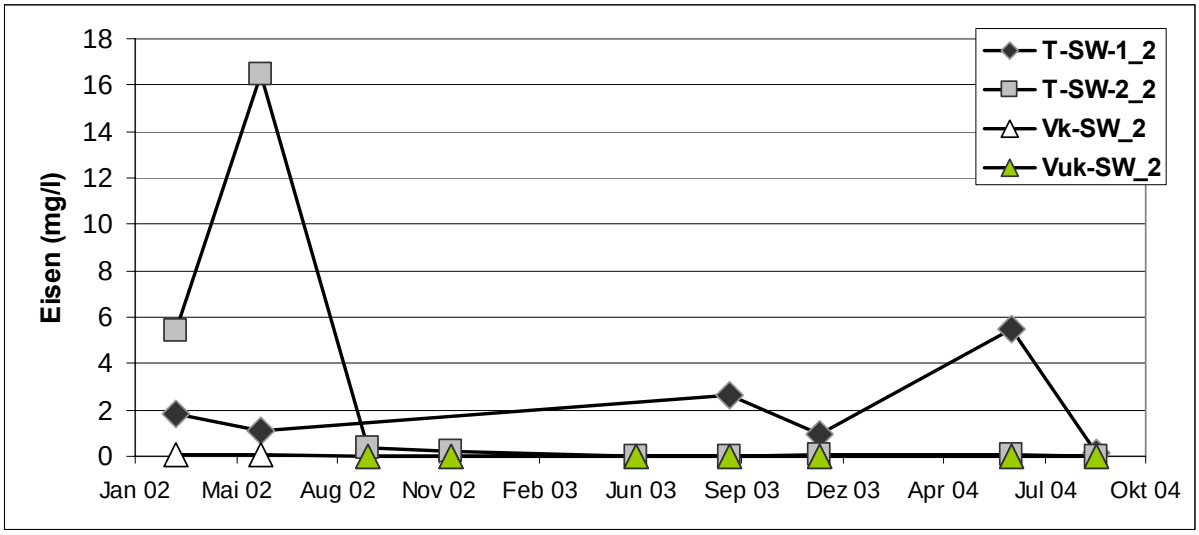


Abb. 3.54: Eisengehalte (mg/l) an den Sickerwassermessstellen in 2 m Tiefe.

Die an den Messstellen gesammelte **Sickerwassermenge** war weder mit der Niederschlagsmenge im Probennahme-Intervall noch zeitlich versetzt mit dieser korrelierbar. Nach HLUG (2001) kann die Sickerwassermenge einem starken kleinräumigem Wechsel und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen sein. Neben dem Parameter Niederschlagsmenge wirkten sich Einflussgrößen wie die Wasserspeicherung im Boden, die Evapotranspiration des Bewuchses auf dem Testfeld und den Vergleichsarealen (Gräser, krautartige Pflanzen) und der oberflächige Abfluss auf die Sickerwassermenge aus. In der Regel ist die Versickerung zwischen Dezember und Mai am höchsten und zwischen Juli und September am geringsten (SCHEFFER 2002).

Die am TL Schäferhof-Süd in den verschiedenen Messstellen festgestellten Sickerwassermengen spiegelten diesen Jahresverlauf wahrscheinlich auch aufgrund der extremen Unterschiede in den Niederschlagsmengen in den Jahren 2002 und 2003 (vgl. Kap. 3.5) so nicht wider. Die zum Ende der Probennahme-Intervalle über drei Monate gesammelten Sickerwassermengen waren in den 2 m tiefen Messstellen tendenziell im Juni und September am höchsten (s. Abb. 3.55). Die Streuung der Sickerwassermenge an den

verschiedenen Messstellen zeigt sich in 2 m Tiefe insbesondere im September, in 4 m Tiefe im Juni, wobei lediglich die Probenmenge am Ende des dreimonatigen Probennahme-Intervalles in die Auswertung eingeflossen ist. Nach der vierwöchigen Sammelphase variierten die Probenmengen deutlich stärker. Im unkontaminierten Vergleichsareal lag die Versickerung aufgrund des größeren Porenvolumens im Auffüllungskörper deutlich höher als im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal.

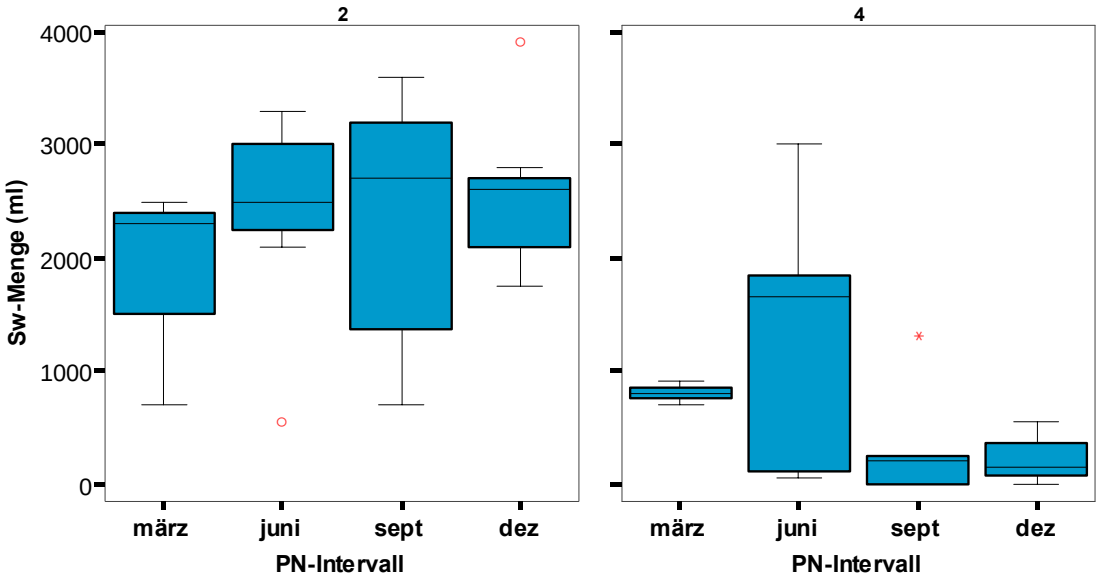


Abb. 3.55: Boxplot der Sickerwassermenge zum Ende des Probennahme-Intervalles an den 2 m und 4 m tiefen Messstellen.

3.3.3 Interpretation der Ergebnisse

Die BBodSchV (1999, § 4, Abs.3) empfiehlt für die Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser eine Sickerwasserprognose durchzuführen und darüber zu einer Abschätzung der Stoffkonzentrationen und Frachten im Sickerwasser am Ort der Beurteilung (Übergang ungesättigte Bodenzone - gesättigte Bodenzone) zu gelangen. Als Methoden für eine Abschätzung stehen Rückschlüsse aus Grundwasseruntersuchungen, in-situ-Verfahren (Saugkerzen, Direct-Push-Verfahren, Bodenluftuntersuchungen) und Bodenuntersuchungen (Eluate, Extraktionen, Säulenversuche) zur Verfügung (LABO 2003, HLUG 2001, UNTERARBEITSGRUPPE (UAG) "SICKERWASSER" DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE 2001).

Um Sickerwasser aus einem ungestörten, nicht durch die Probenaufbereitung beeinflussten Boden zu gewinnen, fiel im Forschungsprojekt die Entscheidung, für in-situ Untersuchungen Edelstahlsaugkerzen zu verwenden. Das Kerzenmaterial sollte nach dem damaligen Forschungsstand für die Bestimmung organischer Schadstoffe im Sickerwasser geeignet

sein. Um die inhomogene Schadstoffsituation im Boden zu berücksichtigen, wurden allein im Testfeld vier Edelstahlsaugkerzen in zwei verschiedenen Tiefen eingebaut.

Den Vorteilen dieser Probengewinnung, wie der direkte Bezug der Ergebnisse auf die am Standort vorherrschenden Feldbedingungen und auf die jahreszeitlichen Einflussfaktoren, standen in der praktischen Umsetzung am TL Schäferhof-Süd verschiedene Nachteile entgegen:

- Die Sickerwassermengen waren aufgrund technischer Probleme, mangelnden Niederschlägen oder lang anhaltender Frostphasen oft nicht ausreichend für die Probengewinnung und die analytische Bestimmung der vorher im Analysenplan festgelegten Parameter.
- Durch Ablagerungen von Eisenhydroxiden in den Saugkerzen und Schläuchen konnte an einigen Messstellen (bis zum erneuten Einbau) kein Sickerwasser gewonnen werden. Die Eisenhydroxidbeläge erhöhten mit großer Wahrscheinlichkeit die Sorption organischer Schadstoffe am verwendeten Material.
- Die Probennahme mittels Saugkerzen eignete sich nicht für die Ermittlung der Schadstoffgehalte im Sickerwasser (vgl. GIESE et al. 2003). Die gemessenen MKW-Konzentrationen entsprachen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht denen des Sickerwassers im Boden (Sorption, Verflüchtigung, Abbau während der Standzeiten). Die für die MKW-Analytik benötigte Probenmenge (500-1000 ml) erforderte auf Grund geringer Sickerwassermengen lange Probennahmezeiträume.
- Der Austrag leicht flüchtiger (leicht löslicher) Schadstoffe mit dem Sickerwasser konnte aufgrund der geringen Wiederfindungsraten für leicht flüchtige Schadstoffe in den Probensammelgefäßen nicht beurteilt werden (Verflüchtigung durch Unterdruck und Probennahme, Schadstoffabbau während der Standzeiten).
- Die Probennahmetechnik führte zu Messunsicherheiten bei der Analyse von MKW und insbesondere leicht flüchtigen Schadstoffen.
- Die Milieubedingungen des Sickerwassers wurden durch die Probennahme so verändert, dass empfindliche Parameter, wie zum Beispiel der pH-Wert (vgl. LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2004), starken Messwertverschiebungen ausgesetzt waren und nur geringe Rückschlüsse auf die originären Milieubedingungen zuließen.
- Die lückenhaften Datenreihen, insbesondere bei den 4 m tiefen Messstellen, erschwerten eine Beurteilung der vorliegenden Ergebnisse sowohl in Bezug auf deren normale Messwertschwankung als auch in Bezug auf die Einflussnahme der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone.
- Für die Gewinnung des Sickerwassers mittels Saugkerzen war ein hoher technischer und personeller Arbeitsaufwand für die Einrichtung der Messstellen und die monatliche Probennahme erforderlich, der nicht im Verhältnis zu den gewonnenen Ergebnissen stand.

Nach den aufgeführten Einschränkungen waren die Parameter MKW, BTEX, Alkylbenzole und Benzoesäure für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse über ein Sickerwasser-Monitoring ungeeignet. Für die Abschätzung der MKW-Gehalte im Sickerwasser bietet sich daher an, auf die Analysenergebnisse von Bodeneluaten, wie sie bei der Start- und Abschlussuntersuchung im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal durchgeführt wurden, und auf die Gehalte im Grundwasser zurückzugreifen. Zu beachten ist, dass aufgrund des hohen Wasser-zu-Boden-Verhältnisses bei der Eluat-Herstellung die

gelösten organischen Schadstoffgehalte deutlich über denen bei normalen Feldbedingungen liegen können.

Im so genannten "worst-case", bei dem das im Eluat gemessene Maximum von 0,5 mg/l MKW angenommen wird, ergäbe sich bei einer Grundwasserneubildungsrate von 350 mm/a (entsprechend 350 l*m^{-2}*a) demnach ein maximaler MKW-Eintrag ins Grundwasser von 175 mg*m^{-2}*a. Die Eluatwerte des gealterten Schadensherdes im Testfeld liegen deutlich unter der von GELLER (2001) angegebenen Gesamtwasserlöslichkeit von Mitteldestillaten wie Dieselöle und Heizöle (5-20 mg/l).

BTEX und Alkylbenzole weisen eine höhere Löslichkeit als die langkettigen Aliphate eines Dieselkraftstoffes auf. Der Eintrag ins Grundwasser ist allerdings durch die Sättigungskonzentration im Sickerwasser limitiert. Die Berechnung der Konzentrationen leicht flüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser über die Gehalte in der Bodenluft wurde bereits ausführlich in Kapitel 3.2.3 dargestellt. Die nach dieser Methode berechneten BTEX-Konzentrationen im Sickerwasser lagen zwischen 400 und 1.500 µg/l. Hieraus ergibt sich bei gleicher Grundwasserneubildungsrate von 350 l*m^{-2}*a eine BTEX-Fracht von 150.000 bis 500.000 µg*m^{-2}*a (Anhang 3.2).

Für die sonstigen im Sickerwasser bestimmten Parameter müssen bei der Beurteilung potenzielle Messwertveränderungen durch die Probennahmetechnik berücksichtigt werden und eine Prüfung der Plausibilität der Daten erfolgen. Trotz dieser Einschränkungen in der Datenqualität konnten Messwertunterschiede zwischen Testfeld und kontaminiertem Vergleichsareal beobachtet werden, die sich auf die Höhe der Schadstoffkonzentrationen im Boden zurückführen lassen. Im unkontaminierten Vergleichsareal nahm der aufgefüllte Boden entscheidenden Einfluss auf die Messdaten.

Als Schlüsselparameter für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse bestätigten sich die Nitrat- und Sulfatgehalte sowie der pH-Wert und die Hydrogenkarbonatgehalte. Die Nitratgehalte im Sickerwasser und - in Abhängigkeit vom Redoxmilieu - auch die Sulfatgehalte sind durch die Höhe der Schadstoffkonzentrationen im Boden beeinflusst und lassen insbesondere im Vergleich unterschiedlich stark kontaminierter Böden qualitative Rückschlüsse auf den mikrobiellen Abbau in der ungesättigten Bodenzone zu. Die Messung des pH-Wertes stellt eine entscheidende Voraussetzung zur Beurteilung der Milieubedingungen im Sickerwasser bzw. in der ungesättigten Bodenzone dar. Aufgrund der durch die Probennahmetechnik bedingten potenziellen Messwertverschiebungen können die pH-Werte im Sickerwasser allerdings zu Fehleinschätzungen führen, so dass eine zusätzliche Bestimmung des pH-Wertes im Bodeneluat für die Beurteilung der Milieubedingungen unerlässlich ist.

Das Sickerwasser-Monitoring mittels Saugkerzen hat am TL Schäferhof-Süd keine ausreichende Datenlage für die Beurteilung der natürlichen Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone erbracht. An anderen Standorten, die aufgrund des Bodentyps oder der Niederschlagsmenge erwarten lassen, dass eine Sickerwassergewinnung in ausreichendem Maß erfolgt, ist abzuwägen, ob der aufwändige Betrieb von Saugkerzen in Relation zur Qualität der Messergebnissen steht, die gewonnen werden sollen.

3.4 Grundwasser

3.4.1 Untersuchungsmethoden und Analytik

3.4.1.1 Einrichtung der Messstellen

Im November 2001 wurden am Standort TL Schäferhof-Süd zusätzlich zu den vier bereits bestehenden von 4 bis max. 12 m u. GOK durchgehend verfilterten Grundwassermessstellen B 8, B 11, B 12 und B 13 vom Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung für sein Ressortforschungsvorhaben die Grundwassermessstellengruppen MP 1 bis MP 5 (1 im Anstrom, 1 im Testfeld, 3 im Abstrom des Testfeldes) eingerichtet (s. Anhang 1.1). Für jede Messstellengruppe wurden zwei Einzelbohrungen bis in 7 m bzw. 10 m u. GOK abgeteuft und die Messstellen mit Filterstrecken in 4-7 m bzw. 9-10 m Tiefe ausgebaut. Die Ausbaudaten der einzelnen Messstellen sind in Tab. 3.12 dargestellt.

Tab. 3.12: Ausbaudaten der Grundwassermessstellen.

Messstelle	Lokalität der GWM vs. Eintragsherd	GOK (m NN)	ROK (m NN)	Bohrteufe (m)	Filterstrecke (m)
B 8	mittlerer Abstrom		29,15	12	4-12
B 11	weiter Abstrom		29,7	10	4-10
B 12	weiter Abstrom		29,84	10	4-10
B 13	weiter Abstrom		29,55	10	4-10
MP 1 flach	Anstrom	29,00	29,5	7	4-7
MP 1 tief				10	9-10
MP 2 flach	Testfeld	28,59	29,09	7	4-7
MP 2 tief	(Haupteintragsherd)			10	9-10
MP 3 flach	naher Abstrom	28,21	28,71	7	4-7
MP 3 tief				10	9-10
MP 4 flach	naher Abstrom	58,22	28,72	7	4-7
MP 4 tief				10	9-10
MP 5 flach	weiter Abstrom	27,59	28,09	7	4-7
MP 5 tief				10	9-10

Die Einrichtung der Grundwassermessstellen (GWM) trägt dem am Standort vorhandenen Schadstoffspektrum Rechnung. Die im Rahmen des Forschungsprojektes untersuchten Kontaminanten MKW und BTEX weisen eine geringere Dichte als Wasser auf, wodurch von einem Aufschwimmen auf der Grundwasseroberfläche bzw. von einem Lösen in den oberen Bereichen des Grundwasserraumes ausgegangen werden kann. Durch das Einrichten von Messstellengruppen mit zwei versetzt eingebauten Filterstrecken ist eine Untersuchung der vertikalen Schadstoffverteilungen im Grundwasser möglich. Die obere Filterstrecke von

4 m u. GOK bis 7 m u. GOK macht Probennahmen bei unterschiedlichen GW-Ständen (ca. 4,5 m u. GOK bis 5,5 m u. GOK im Untersuchungsgebiet) möglich. Die untere Filterstrecke von 9 m u. GOK bis 10 m u. GOK dagegen erlaubt Untersuchungen der Schadstoff-Beeinflussung der tieferen Kompartimente des Grundwassers. Um die qualitativen Anforderungen bei den hydrochemischen Untersuchungen zu erfüllen, wurden Zweier-Messstellengruppen mit jeweils getrennten Bohrungen angelegt. Die Messstellengruppen sind entlang der zum Projektbeginn bestimmten zentralen Strömungslinie der Schadstofffahne angeordnet (vgl. Abb. 3.56).

3.4.1.2 Probennahme und Analytik

Im Zeitraum von Januar 2002 bis August 2004 wurden an den GWM des TL Schäferhof–Süd regelmäßig Abstichmessungen durchgeführt und Grundwasserproben entnommen. Diese wurden auf physikochemische Parameter, hydrochemische Hauptinhaltsstoffe, Schadstoffgehalte und deren Abbauprodukte untersucht. Der Hauptteil der Analytik erfolgte gemäß der in Tab. 3.9 (Kap. 3.3.1.2) aufgeführte Normen und Methoden. Da für die Analytik der Metabolite keine Prüfungsvorschrift nach DIN existiert, wurde die Analytik an der Universität Frankfurt a.M. gemäß dem Hausverfahren, welches in Anhang 5.5 dokumentiert ist, durchgeführt. Weiterhin wurden die Methanproben durch die Dr. Weßling Laboratorien GmbH in Altenberge nach deren Hausmethode (Anhang 5.6) untersucht.

Insgesamt wurden neun GWM untersucht, wobei vier Messstellen durchgehend verfilterte Brunnen (B) darstellen und es sich bei den anderen fünf um Messstellengruppen (MP) handelt. Von Januar 2002 bis Dezember 2002 fand die Beprobung aller Messstellen statt, wobei die Brunnen im Halbjahresturnus und die Messstellengruppen vierteljährlich untersucht wurden. Ab März 2003 wurden gemäß dem Untersuchungskonzept nur noch die Messstellengruppen MP 1-5 regelmäßig beprobt. Im Juni 2003 wurden einmalig zusätzliche Proben an den Messstellen B 8 und B 13 entnommen, wobei durch das gleichzeitige Pumpen in zwei (den Filterstrecken der MP-Messstellen angepassten) Tiefen versucht wurde, horizontierte Proben zu entnehmen. Da jedoch zwischen den einzelnen Filterlagen der Messstellengruppen keine Sperrschichten eingeschaltet sind, ist eine horizontierte Probennahme in den durchgehend verfilterten Messstellen nicht möglich.

Als Probennahmegerät wurde in allen GWM eine Tauchpumpe der Firma GRUNDFOS (Typ: MP 1) eingesetzt. Diese wird mit Hilfe von 2 m langen PVC-Aufsatzrohren in Tiefen von 6,5 m (flach verfilterte Messstelle) und 9,5 m (tief verfilterte Messstelle) in die Messstelle eingeführt. Die Probennahme erfolgt nach LABO (2002) bei konstanten Messwerten der Leitparameter Temperatur (± 0,1°C), pH-Wert (± 0,1), Leitfähigkeit (± 10 %) und Sauerstoffgehalt (± 0,2 mg/l) über eine Messzeit von 10 Minuten. Die Förderdauer vor der Probennahme betrug jeweils ca. 20 Minuten. In dieser Zeit wird ungefähr das 3-fache Wasservolumen im Filterbereich der Messstelle ausgetauscht und das geförderte Wasser entspricht dem des umgebenden Grundwasserkörpers. Das abgepumpte Wasser wurde in ausreichender Entfernung zur Messstelle in den Unterstrom abgeleitet.

Für die Bestimmung der Hauptelemente und der Kontaminanten wurde jeweils ein Liter in Braunglasflaschen abgefüllt. Weiterhin wurde für die Bestimmung der Metabolite, welche halbjährlich an der Universität Frankfurt a.M. untersucht wurden, ein Liter Probe pro Messstelle entnommen. Zur Bestimmung der Methangehalte (ebenfalls halbjährlich) wurden 20 ml

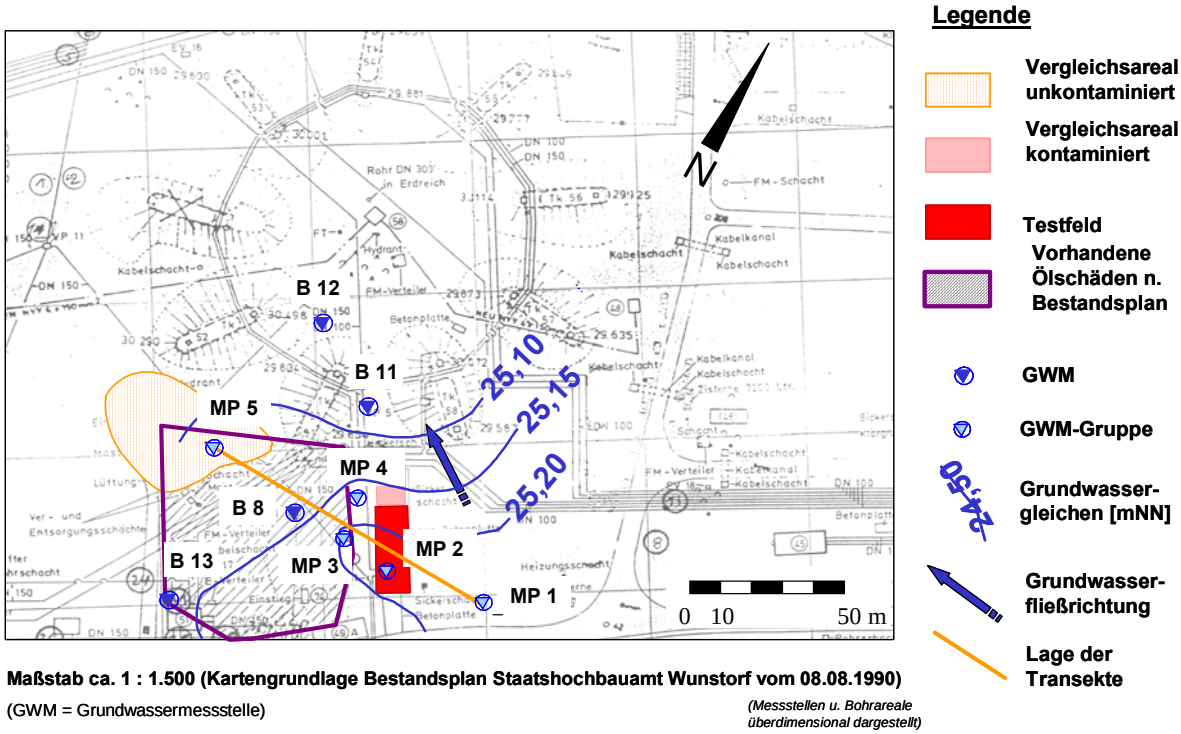
blasenfrei in Headspace-Gefäße abgefüllt und luftdicht verschlossen. Die entnommenen Wasserproben wurden gekühlt (4°C), lichtgeschützt gelagert und umgehend ins Labor zur Analyse gebracht, wo sie innerhalb einer Woche bearbeitet wurden. Zur Dokumentation der Probennahme wurden ausführliche Probennahmeprotokolle erstellt.

3.4.2 Ergebnisse

3.4.2.1 Hydraulik

Die Grundwasserstände wurden an den von ca. 4,0 m u. GOK bis zur Endtiefe von maximal 12 m u. GOK durchgehend verfilterten Messstellen B 8, B 11, B 12 und B 13 gemessen. An den Messstellengruppen MP 1-5 (flach: 4-7 m u. GOK, tief: 9-10 m u. GOK) sind die Grundwasserstände der flachen Filterniveaus angegeben.

Die Grundwasserfließrichtung im Untersuchungsgebiet ist zum Vorfluter Weser nach Westen gerichtet. Die Abb. 3.56 zeigt eine Übersicht des TL Schäferhof-Süd mit den Grundwassermessstellen und den Grundwassergleichen vom März 2003.



Maßstab ca. 1 : 1.500 (Kartengrundlage Bestandsplan Staatshochbauamt Wunstorf vom 08.08.1990)

(GWM = Grundwassermessstelle)

(Messstellen u. Bohrareale überdimensional dargestellt)

Abb. 3.56: Übersichtskarte des Tanklagers „Schäferhof-Süd“ mit den Grundwassergleichen vom 12.03.2003 und den Grundwassermessstellen.

Die Ganglinien der Grundwasserstände, welche in den einzelnen Messstellen gemessen wurden, verlaufen über den gesamten Beobachtungszeitraum synchron zueinander (vgl. Abb. 3.57). Die Ganglinien zeigen in allen drei Jahren den typischen sinusartigen Jahresverlauf mit Maxima jeweils im Frühjahr, in denen die Grundwasserreservoirs aufgefüllt werden,

und mit Minima jeweils in den Herbst- und Wintermonaten, welche häufig durch vorangegangene regenarme Sommermonate bedingt sind, an.

Der Grundwasserspiegel erreichte im März 2003 mit Werten bei 25 m ü.NN seinen Höchststand seit Messbeginn. Durch die extrem geringen Niederschlagsmengen im folgenden Sommerhalbjahr (vgl. Kap. 3.5.2.1) sank der Grundwasserspiegel bis zum Dezember 2003 kontinuierlich bis auf Werte unter 23,5 m ü.NN, welche den niedrigsten Stand im Beobachtungszeitraum anzeigen (siehe Anhang 5.1). Im Jahr 2004 konnte ein Wiederanstieg des Grundwasserspiegels beobachtet werden, jedoch blieb der Grundwasserstand mit Werten bei 24 m ü.NN deutlich unter dem Niveau von 2002 (Werte bei 24,8 m ü.NN).

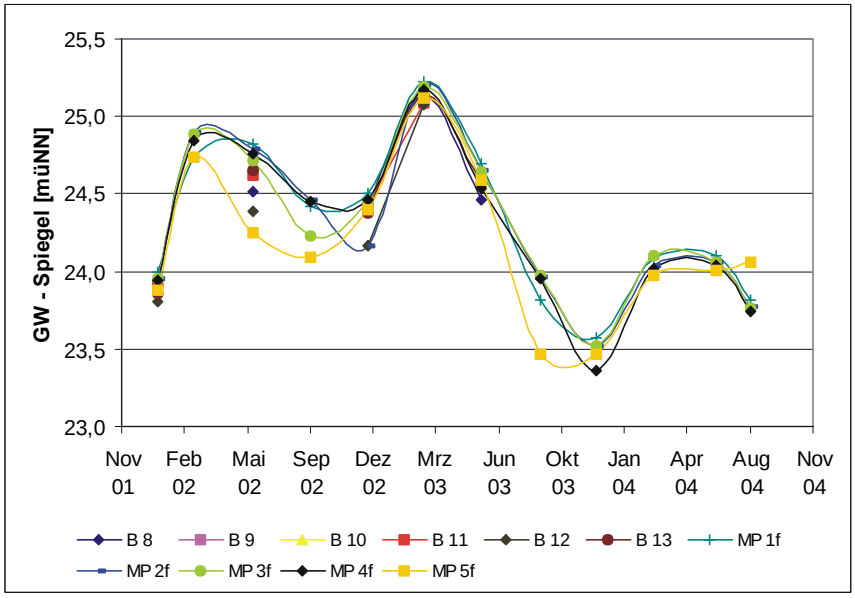


Abb. 3.57: Verlauf der Grundwasserganglinien in den Brunnen und flach verfilterten Multilevelmessstellen vom 07.01.2002 bis 31.08.2004.

3.4.2.2 Räumliche Schadstoffverteilung

Die Messstellengruppen MP 1-5 sind entlang einer Transekte abgeteuft (vgl. Abb. 3.56), welche in Richtung der Grundwasserfließrichtung verläuft. Abb. 3.58 zeigt einen schematischen Querschnitt des geologischen Untergrundes im Untersuchungsgebiet. Die Abbildung lässt einen ungespannten homogenen Grundwasserleiter erkennen, welcher aus quartären Sanden aufgebaut ist. Die oberen Meter werden durch Auffüllmaterial und Bauschutt bestimmt. In ca. 10 m Tiefe treten vereinzelt Tonlinsen auf.

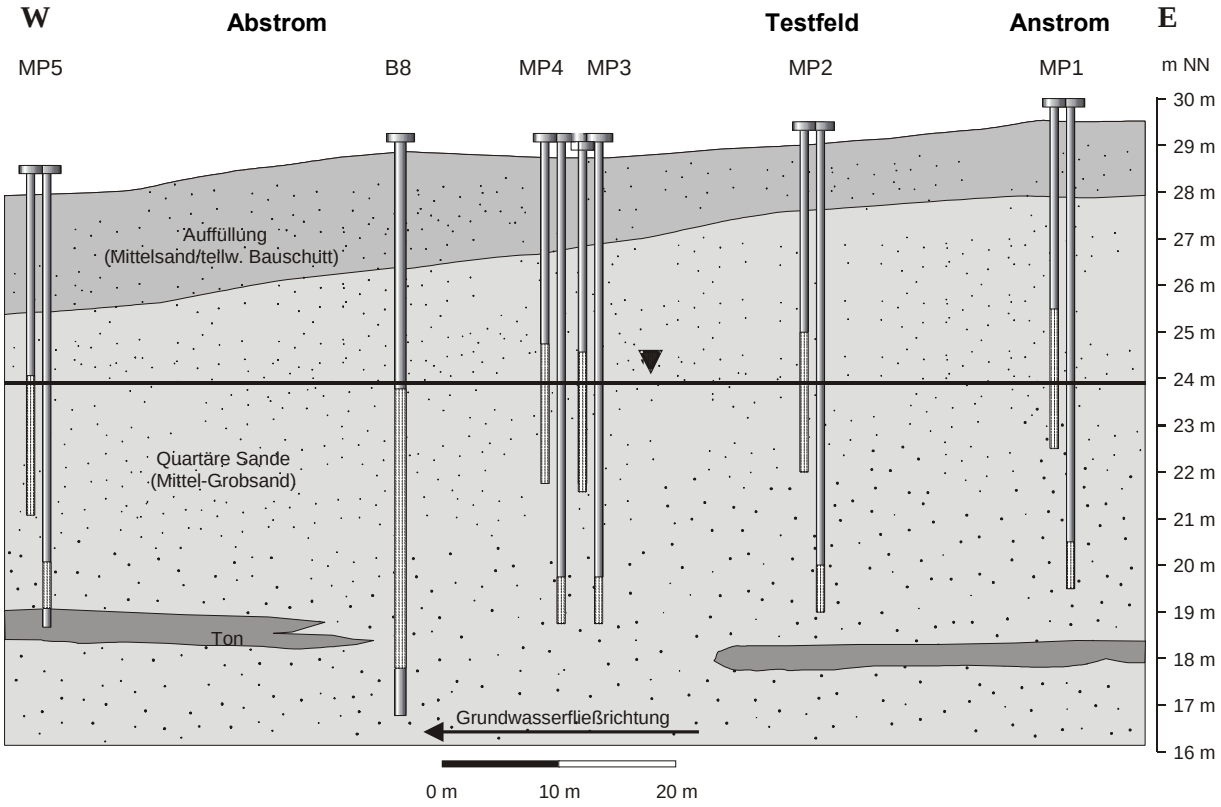


Abb. 3.58: Schematische Darstellung des geologischen Untergrundes entlang der Transekte. Die Messstellen sind vergrößert dargestellt. Die Filterstrecken und der Grundwasserstand (Juni 2004) sind eingezeichnet.

Im Folgenden werden die Analysenergebnisse der chemischen Parameter in den einzelnen Messstellen unter Verwendung von Boxplots dargestellt. Diese Darstellungsweise ermöglicht es, die Schwankungsbreite bezüglich der Konzentration der einzelnen chemischen Inhaltsstoffe und deren räumliche Änderung entlang der Grundwasserfließrichtung zu erkennen. Die zeitliche Entwicklung kann hiermit zwar nicht aufgeschlüsselt werden, jedoch sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen leichter zu erkennen. Für die Darstellung der Daten in Boxplots werden nur die Messstellengruppen berücksichtigt, da die Datenmengen der durchgehend verfilterten GWM (B) zu gering sind (n<5).

In den Boxplots wird die Häufigkeitsverteilung des jeweiligen Parameters mit Hilfe von Boxen und Fäden dargestellt. Jede Box ist gekennzeichnet durch den Medianwert (Querbalken) (Q2), den 25% (Q1)- und 75% (Q3)- Quartilwert (=Box). Alle Werte, die weniger als die 1,5-fache Interquartildistanz (Q3-Q1) außerhalb der Box liegen, werden auf den Fäden dargestellt. Die übrigen Werte werden als Ausreißerwerte (o) oder Extremwerte (*) angezeigt.

Das untersuchte Schadstoffspektrum umfasst BTEX und MKW. Im Folgenden werden nur die BTEX-Konzentrationen dargestellt und diskutiert. Die MKW-Konzentrationen lagen im Grundwasser entweder in vernachlässigbar geringen Konzentrationen oder mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze vor und werden deshalb nicht berücksichtigt. Die Analysenergebnisse für den gesamten Monitoringzeitraum sind im Anhang 5.2 angefügt.

In der Abb. 3.59 sind die BTEX-Gehalte dargestellt. In den flach verfilterten Messstellen ist in Fließrichtung durchgehend ein deutlicher Konzentrationsanstieg zu erkennen. Das Grundwasser aus den tieferen Filterstrecken ist weitgehend unbelastet von BTEX. Eine Ausnahme stellt die Messstelle MP 5 mit höheren BTEX-Gehalten in der tieferen Filterstrecke dar.

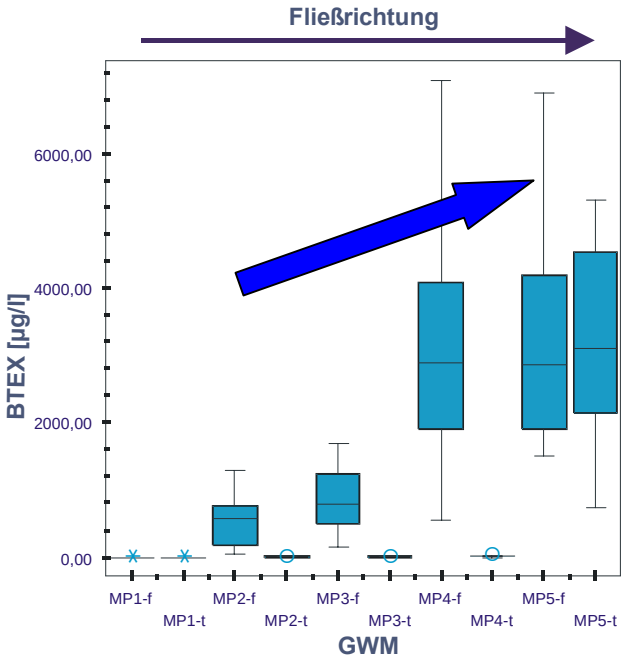


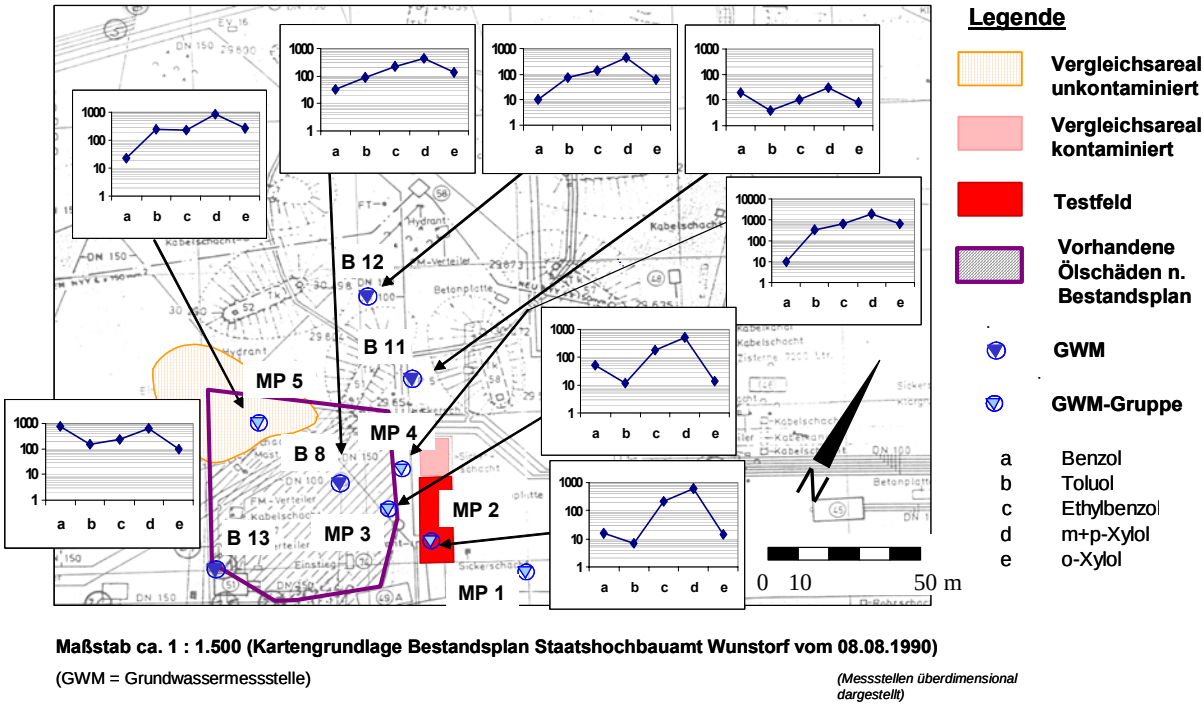
Abb. 3.59: Boxplot: BTEX-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). In den flach verfilterten GWM steigen die Schadstoffkonzentrationen in Fließrichtung durchgehend an. Mit Ausnahme der Messstelle MP5-t sind die tief verfilterten GWM schadstofffrei.

Eine Konzentrationszunahme in Fließrichtung ist unter der Annahme, dass das Testfeld (MP 2) den Haupteintragsherd darstellt, zunächst ungewöhnlich. Wenn auf dem untersuchten Gelände keine weiteren nennenswerten Kontaminationen in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone vorliegen würden, wären die höchsten Schadstoffkonzentrationen an der GWM MP 2 zu erwarten und in Fließrichtung sollte eine Konzentrationsabnahme zu beobachten sein (WIEDEMEIER et al., 1999).

Die hohen BTEX-Gehalte in den GWM MP 5-f und MP 5-t, welche mit 6900 µg/l im flach verfilterten Bereich (Juni 2004) und 5300 µg/l im tief verfilterten Bereich im März 2004 ihr Maximum erreichten, zeigen weiterhin, dass mit der Messstellenanordnung die Schadstofffahne nur zu einem Teil erfasst wird. Die hohen Schadstoffkonzentrationen in der tief verfilterten MP 5 sprechen für eine weitere Schadstoffquelle in der gesättigten Bodenzone.

Die Abb. 3.60 zeigt die Konzentrationsverteilung der einzelnen BTEX-Aromaten an den jeweiligen Messstellen. Beim Vergleich der relativen Konzentrationen einzelner Aromatenspezies wird deutlich, dass sich bei einigen Messstellen Unterschiede in den Konzentrationsverteilungen ergeben. Besonders deutlich ist der Unterschied bei einem Vergleich der Verteilungen an B 13 und MP 4. An der GWM B 13 sind die als besser abbaubar bekannten Substanzen Benzol (a), Toluol (b) und o-Xylol (e) in relativ hohen Konzentrationen vertreten, während in MP 4 die schlechter biologisch abbaubaren Substanzen Ethylbenzol (c) und m/p-

Xylol (d) dominieren. Daraus lässt sich folgern, dass im westlichen Abstrombereich bei B 13 eine „jüngere“ Kontamination vorliegt.



Maßstab ca. 1 : 1.500 (Kartengrundlage Bestandsplan Staatshochbauamt Wunstorf vom 08.08.1990)

(GWM = Grundwassermessstelle)

(Messstellen überdimensional dargestellt)

Abb. 3.60: Konzentrationsverteilung der BTEX-Aromaten im Grundwasser am 2.12.2002; die Konzentrationen sind in [µg/l] angegeben

Um dies näher zu erläutern, werden in Abb. 3.61 die Konzentrationsverteilungen der einzelnen BTEX-Aromaten an den Messstellen MP 4-flach, MP 5-flach, MP 5-tief und B 13 miteinander verglichen. Dabei ist zu erkennen, dass die Konzentrationsverteilung in MP 5-flach mehr der Verteilung in B 13 als der Verteilung in MP 4 ähnelt, mit Ausnahme des Stoffes Benzol. Das Muster der Aromatenzusammensetzung bei MP 5-tief liegt zwischen den Konzentrationsverteilungen von MP 5-flach und B 13. Da MP 5 abstromig von MP 4 positioniert ist, sollte man davon ausgehen, dass auf der Fliessstrecke Benzol, Toluol und o-Xylol abgebaut werden. Tatsächlich ist eine relative Zunahme dieser Bestandteile gegenüber m/p-Xylol und Ethylbenzol beim Vergleich von MP 5-tief mit MP 4 zu beobachten. Aus diesem Befund lässt sich ableiten, dass zwischen MP 4 und MP 5 eine zusätzliche Schadensquelle vorliegen muss, die eine „jüngere“ Kontamination repräsentiert. Dies zeigt, dass im Bereich von B 13/MP 5 bislang noch unzureichend erfasste Grundwasserverunreinigungen vorliegen, deren Quelle wahrscheinlich eher in der gesättigten als in der ungesättigten Bodenzone zu suchen ist. Ein oberflächennaher Eintragsschwerpunkt konnte bisher nicht ermittelt werden.

Es besteht die Möglichkeit, dass ausgehend vom Haupteintragsbereich „Testfeld“ die Kontamination ehemals durch Migration einer Schadstoffphase nach Westen im Kapillarsaum entlang des Grundwassergefälles entstand. Nach WIEDEMEYER et al. (1999) findet innerhalb einer Schadstoffphase kein biologischer Abbau statt. Folglich tritt keine Abnahme der Konzentration von bestimmten Schadstoffkomponenten auf. Weiterhin ist auch denkbar, dass oberflächennahe Schadstoffeinträge im Bereich der kartierten Ölschäden (s. Anhang 1.2) im

Rahmen der Erkundungsmaßnahmen nicht lokalisiert werden konnten. In diesem Fall würde ein vom Bereich „Testfeld“ unabhängiger Eintrag vorliegen.

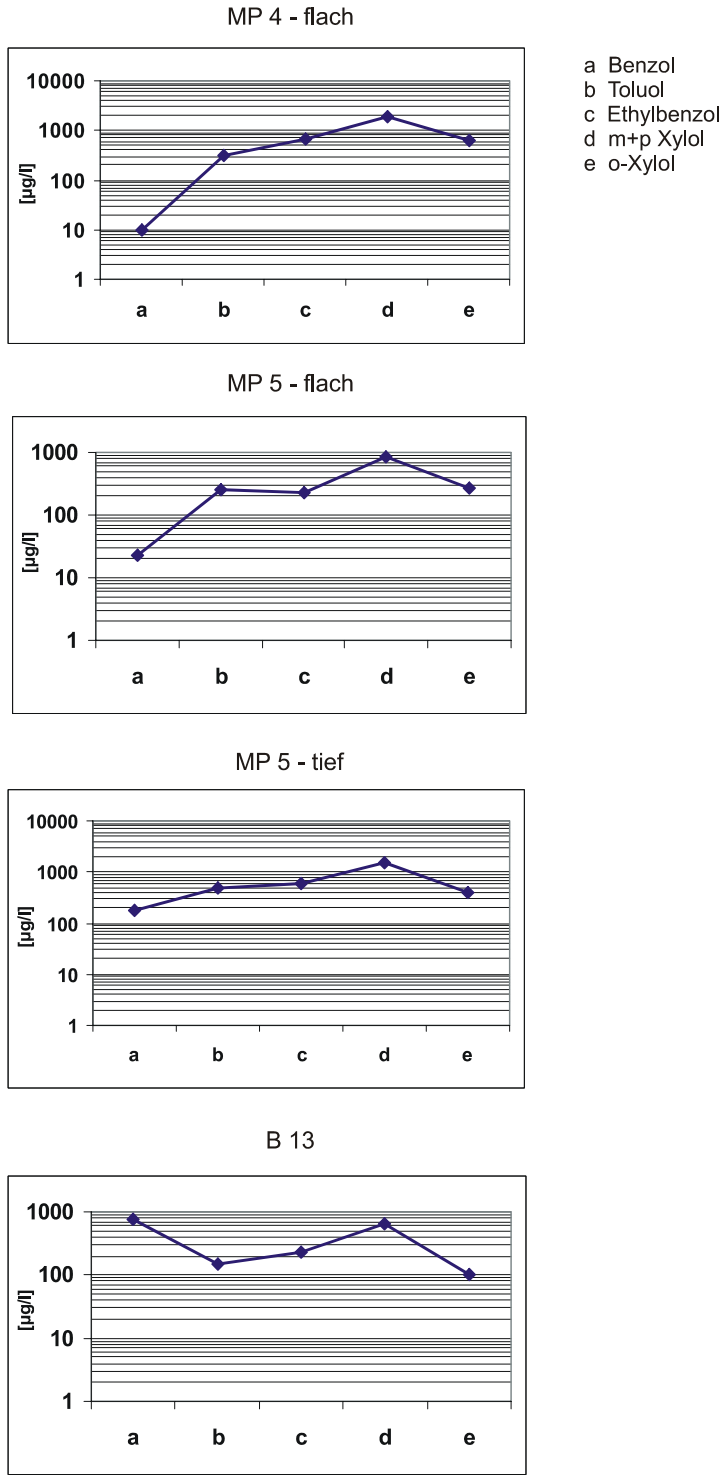


Abb. 3.61: Vergleich der Konzentrationsverteilung der BTEX-Aromaten in den Messstellen MP 4-flach, MP 5-flach, MP 5-tief und B 13. Diese zeigen an, dass zwischen MP 4 und B 13 eine jüngere Kontamination als im Bereich des Testfeldes vorliegt, da die Konzentration von Benzol in MP 5-tief und B 13 höher ist als in MP 4-flach.

3.4.2.3 Zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte

Die Messstellengruppen MP 1-5 wurden im Zeitraum Januar 2002 – August 2004 im vierteljährlichen und die Messstellen B 8 und B 13 von Januar 2002 – Juni 2003 im halbjährlichen Zyklus beprobt. Aus den daraus entstandenen Datenreihen lassen sich Rückschlüsse auf die zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte ziehen.

Das Grundwasser an der Messstelle im Anstrom (MP 1) ist im gesamten Monitoringzeitraum (Januar 2002 – August 2004) frei von Schadstoffen. Die BTEX-Gehalte in allen anderen Messstellen sind, mit Ausnahme der Messstelle B 13, zum Juni 2003 insgesamt kontinuierlich angestiegen (Abb. 3.62). Der stärkste Anstieg innerhalb eines Messintervalls ist in MP 4-flach zu erkennen (von 2.700 µg/l im März 2003 auf 7.100 µg/l im Juni 2003), in den anderen Messstellen haben sich die Gehalte vom März 2003 zum Juni 2003 ca. verdoppelt. Im September stiegen die Schadstoffgehalte im Bereich des Testfeldes (MP 2-flach) weiter an, während sie in den übrigen Messstellen sanken bzw. stagnierten. Erst mit der Dezemberbeprobung 2003 waren in allen Messstellen wieder sinkende Schadstoffgehalte zu beobachten. In der ersten Jahreshälfte 2004 stiegen die Konzentrationen erneut an.

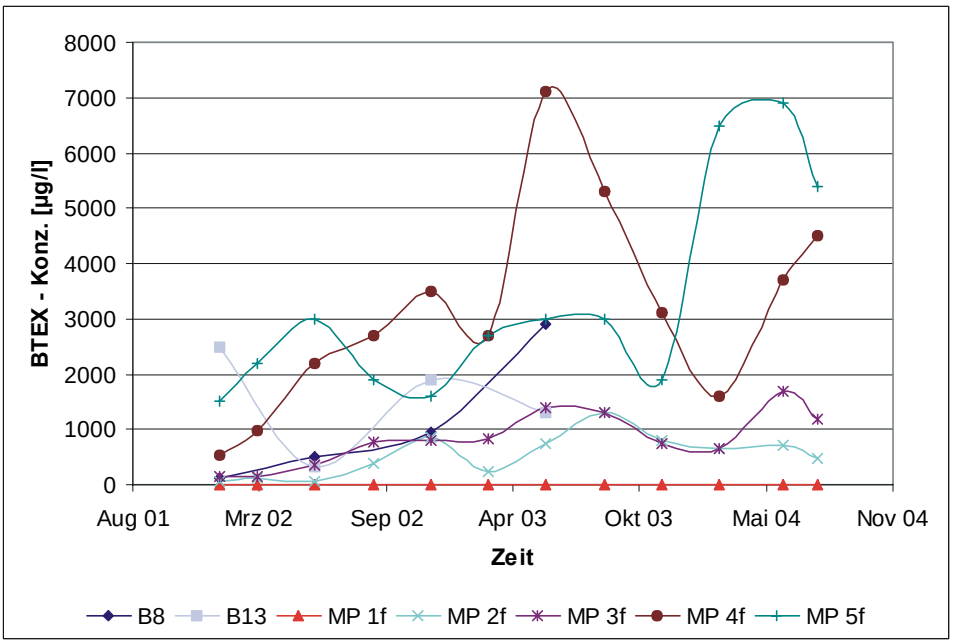


Abb. 3.62: Zeitlicher Verlauf der BTEX-Gehalte in den flach verfilterten Messstellen.

Die Abb. 3.62 zeigt, dass die Ganglinien der BTEX-Konzentrationen an den einzelnen Messpunkten nicht synchron verlaufen. Auch ein zeitlicher Versatz in Fließrichtung ist bei dieser Form der Darstellung nur schwer erkennbar.

In Abb. 3.63 sind die Konzentrationskurven für die einzelnen Messstellen gegen den Grundwasserstand dargestellt. Diese Diagramme zeigen folgendes Muster: In MP 2-flach verlaufen die beiden Kurven fast über den gesamten Beobachtungszeitraum gegenläufig zueinander. An den Messstellen MP 3-flach und MP 4-flach dagegen verlaufen die Ganglinien ab Dezember 2002 mit einem zeitlichen Versatz von ca. 3-4 Monaten parallel zueinander. Dieser Versatz vermindert sich in der MP 5-flach weitgehend, und die Ganglinien zeigen einen

nahezu parallelen Verlauf. Aus diesem Verlauf der Konzentrationskurven lässt sich eine direkte Abhängigkeit vom Grundwasserstand am Standort ableiten.

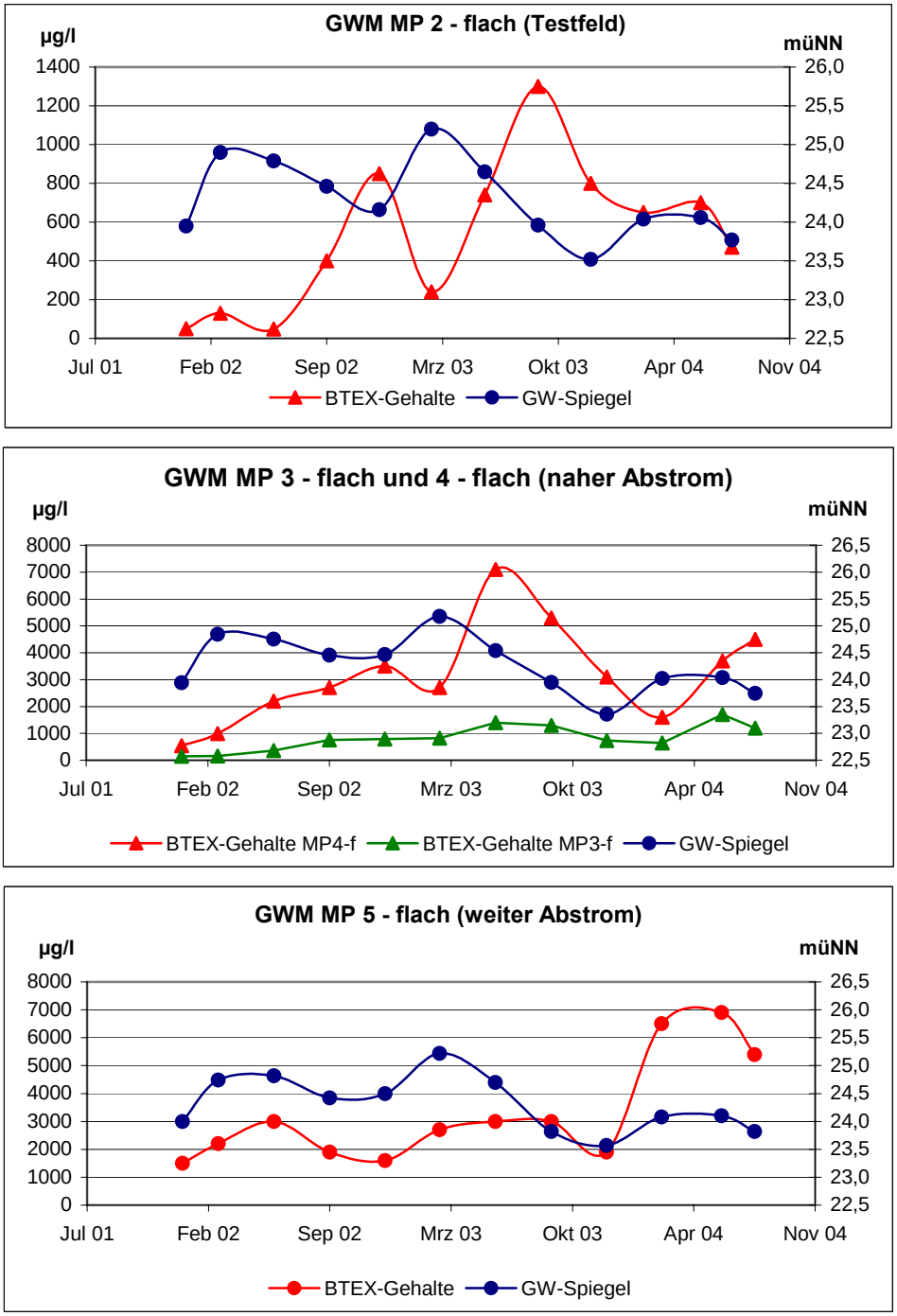


Abb. 3.63: Zeitlicher Verlauf der BTEX-Gehalte und des Grundwasserspiegels in den flach verfilterten GWM.

Dies soll anhand von vereinfachten Schemata verdeutlicht werden. Die Abb. 3.64 stellt im Folgenden den Inhalt der Diagramme der Abb. 3.63 schematisch im Zusammenhang mit den Restkontaminationen in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone für die einzelnen Messpunkte dar. Im Bereich des Testfeldes liegen hauptsächlich im Grundwasserschwan-

kungsbereich noch erhebliche Mengen an BTEX und MKW vor (vgl. Kap. 3.1.2.2). Wie am Beispiel der GWM MP 2 - flach verdeutlicht ist, sinken die BTEX-Konzentrationen bei steigendem Grundwasserspiegel infolge von Verdünnungsprozessen. Das anströmende Grundwasser im Bereich der MP 2 ist unbelastet und löst im Bereich des Testfeldes BTEX und MKW aus dem kontaminierten Boden. Wie die Bodenproben an den Bohrungen im Testfeld bei der Abschlussbeprobung (vgl. Kap. 3.1.2.2, Abb. 3.2) zeigen, sind die Schadstoffkonzentrationen in 4-6 m Tiefe am höchsten. Der Grundwasserschwankungsbereich im Monitoringzeitraum liegt zwischen 3,5 m und 5 m u. GOK. Sinkt der Grundwasserstand stark ab, findet eine Konzentrationserhöhung im Grundwasser statt, da in diesem Fall die Bodenzone mit der höchsten Schadstoffbelastung durchströmt wird. Dadurch bedingt bilden sich in den Sommermonaten am Schadensherd Wellen mit erhöhten BTEX-Gehalten aus.

Wie die Diagramme in Abb. 3.63 zeigen, liegen die BTEX-Konzentrationen im Grundwasser des Testfeldes in der Größenordnung von 800 µg/l. Diese nehmen in Fließrichtung nicht ab, sondern steigen an der Messstelle MP 4-flach auf bis zu 7.000 µg/l an. Dies bedeutet, dass im Abstrom der Messstelle MP 2 weitere Lösungsprozesse ablaufen.

Man kann davon ausgehen, dass sich in den Sommermonaten die erhöhten Schadstoffkonzentrationen, welche an MP 2 beobachtet werden, in Fließrichtung fortbewegen. Doch auf dem Fließweg kommt es zu einer Addition und Überlagerung von weiteren Kontaminationen, welche im Bereich der kartierten Ölschäden vorliegen müssen. Durch Dispersion und biologischen Abbau flacht mit zunehmender Entfernung vom Schadensherd die Schwankungsbreite der Schadstoffkonzentration ab und die Amplituden verlaufen zeitlich versetzt parallel zum Grundwasserstand (vgl. Abb. 3.64 Schema MP 3 – flach und MP 4 – flach). Etwa nach neun Monaten verlaufen die Schadstoffkonzentrationen und die Ganglinien des Grundwassers synchron (Schema MP 5-flach). Die erhöhten Konzentrationen im Juni 2003 an den Messstellen MP 3-flach (1.400 µg/l) und MP 4-flach (7.100 µg/l) sind mit den Konzentrationen im März 2003 an der Messstelle MP 5-flach (6.500 µg/l) korrelierbar. Der räumliche Abstand zwischen MP 4 und MP 5 beträgt 40 m. Nach diesen Angaben ergibt sich eine Fließgeschwindigkeit von ca. 4,5 m pro Monat.

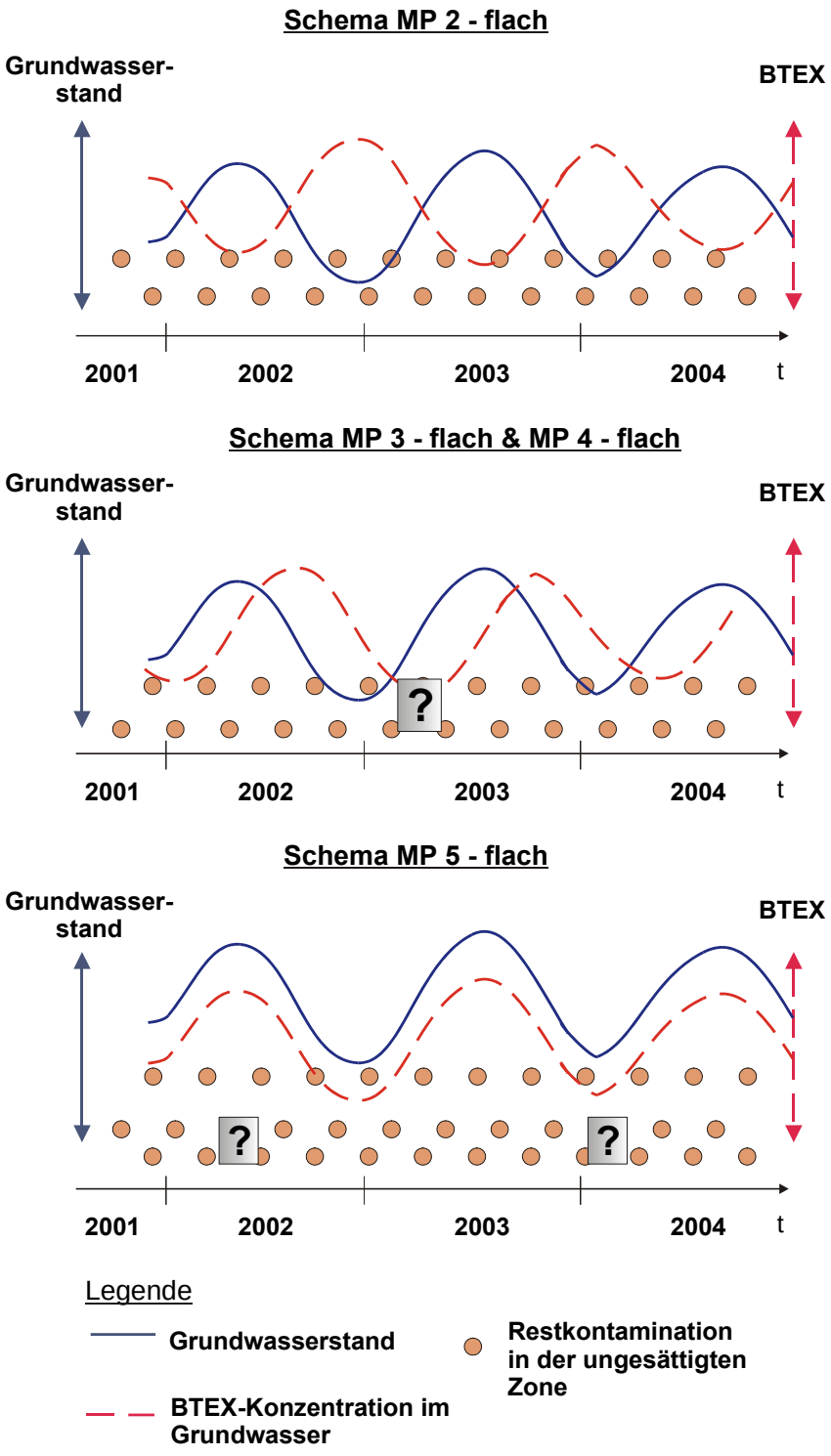


Abb. 3.64: Schematische Darstellung der Diagramme in Abb. 3.63.

Im Testfeld erreichen die Konzentrationen im Boden in der ungesättigten Zone Werte von bis zu 10.000 mg/kg MKW und 140.000 µg/kg BTEX. Die Konzentrationen im abstromigen Bereich sind dagegen unbekannt. Im Bereich MP 5 wurden in der ungesättigten Zone Konzentrationen von bis zu 1.000 mg/kg MKW und 10.000 µg/kg BTEX gemessen. Die Konzentrationen unterhalb von 6 m u. GOK sind unbekannt.

3.4.2.4 Hydrochemische Indikatoren für biologische Abbauvorgänge

Redoxsensitive Parameter wie Eisen(II), Sauerstoff, Sulfat und Nitrat sind Indikatoren für biologische Abbauvorgänge im Grundwasser. Mikroorganismen bauen organische Moleküle wie z.B. BTEX ab und decken damit ihren Bedarf an Kohlenstoff und Energie (SCHLEGEL 1992, WIEDEMEYER et al. 1995, WIEDEMEYER et al. 1999). Über enzymatisch katalysierte Redoxreaktionen werden in den oxidativen Reaktionen Elektronen freigesetzt, welche durch Elektronenakzeptoren wieder aufgenommen werden. In der aeroben Respiration ist diese „Senke“ molekularer Sauerstoff (O_2). Bei Fehlen von O_2 können weitere Stoffe als anaerobe Elektronenakzeptoren in folgender Reihenfolge fungieren: Nitrat (NO_3^-), Eisen(III) (Fe^{3+}), Sulfat (SO_4^{2-}) und Kohlendioxid (CO_2) (STUMM & MORGAN 1970). Die Energieausbeuten und Redoxpotenziale nehmen von NO_3^- zu CO_2 ab. In Tab. 3.13 sind die Reaktionsgleichungen des vollständigen aeroben und anaeroben Abbaus von Benzol zu CO_2 beispielhaft aufgeführt.

Tab. 3.13: Reaktionsgleichungen des aeroben und anaeroben Abbaus von Benzol (gemäß WIEDEMEYER et al. 1995).

Aerober Abbau	$C_6H_6 + 7{,}5\ O_2 \rightarrow 6\ CO_2 + 3\ H_2O$
Nitrat-Reduktion	$C_6H_6 + 6\ NO_3^- + 6\ H^+ \rightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O + 3\ N_2$
Eisen-Reduktion	$C_6H_6 + 30\ Fe(OH)_3 + 60\ H^+ \rightarrow 6\ CO_2 + 30\ Fe^{2+} + 78\ H_2O$
Sulfat-Reduktion	$C_6H_6 + 3{,}75\ SO_4^{2-} + 7{,}5\ H^+ \rightarrow 6\ CO_2 + 3{,}75\ H_2S + 3\ H_2O$
Methanogenese	$C_6H_6 + 4{,}5\ H_2O \rightarrow 2{,}25\ CO_2 + 3{,}75\ CH_4$

Die genannten Indikatoren zeigen charakteristische Erhöhungen oder Erniedrigungen in kontaminierten Messstellen gegenüber der schadstofffreien Messstelle MP 1 im Anstrom des Testfeldes. Dies ist im Folgenden zunächst anhand des Fe(II) erläutert (Abb. 3.65). In den Boxplots werden die Analysenergebnisse vom Januar 2002 bis September 2004 dargestellt, um die Gesamthäufigkeitsverteilung und Varianz der Parameter über den Beobachtungszeitraum aufzuzeigen.

Die Verteilung von Fe(II) zeigt entlang der Fahnentransekte in Abstromrichtung in den flach verfilterten Messstellen einen kontinuierlichen Anstieg der Konzentrationen von im Mittel 0,15 mg/l in MP 1-f auf 42,9 mg/l in MP 4-f. Die ansteigenden Eisen(II)-Gehalte korrelieren mit den in Fließrichtung ebenfalls ansteigenden Schadstoffgehalten. Durch zunehmende Substratgehalte wird der biologische Abbau stärker angeregt, wodurch eine verstärkte Eisenreduktion stattfindet. In der Grundwassermessstelle MP 5-t liegen höhere BTEX-Konzentrationen vor als in MP 5-f, was sich auch in den erhöhten Fe(II)-Gehalten widerspiegelt.

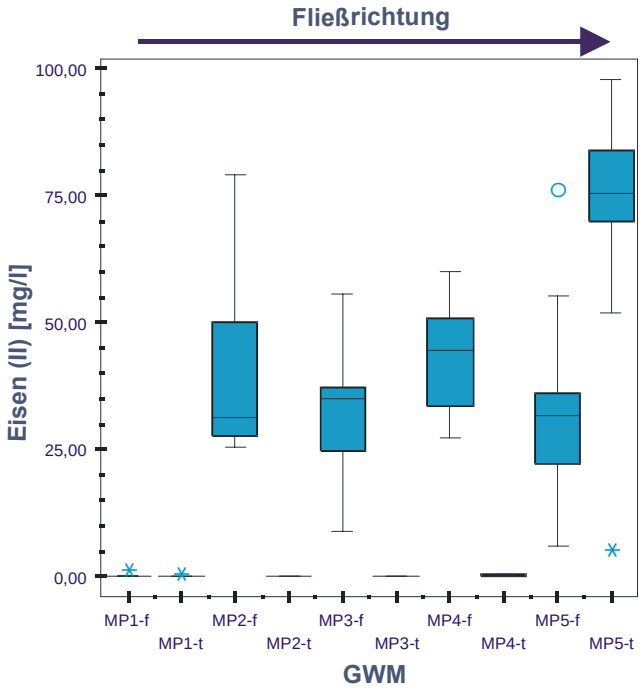


Abb. 3.65: Boxplot: Fe(II)-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). In den flach verfilterten GWM steigen die Eisen(II)-Konzentrationen in Fließrichtung leicht an, während in den tief verfilterten GWM die Konzentrationen unter 0,1 mg/l liegen. Die Messstellengruppe MP5 bildet im flachen und tiefen Bereich eine Ausnahme, hier sind die Fe(II)-Gehalte in der MP 5-t höher als in MP 5-f.

Bei dem gelösten Sauerstoff ist in Abb. 3.66 keine durchgehende Sauerstoffzehrung bei hohen BTEX-Konzentrationen in den GWM zu erkennen. Die Messstellengruppen zeigen erwartungsgemäß in den tiefen Filterstrecken im Mittel geringe Sauerstoffgehalte, welche bei 1 mg/l liegen. Eine Ausnahme ist die MP 4-t, welche im Mittel 3,5 mg/l aufweist. Auffällig ist die große Varianz der Messwerte. Erstaunlich ist allerdings, dass in den stärker kontaminierten oberen Bereichen des Grundwasserleiters trotz erhöhter Schadstoffgehalte der Sauerstoff nicht vollständig gezehrt wird. In MP 3-f wurden im Mittel Werte von 1,2 mg/l und als Maximalwert 4,9 mg/l im Dez. 2002 gemessen, während die GWM MP 4-f Gehalte von 0,4 mg/l im Mittel aufweist.

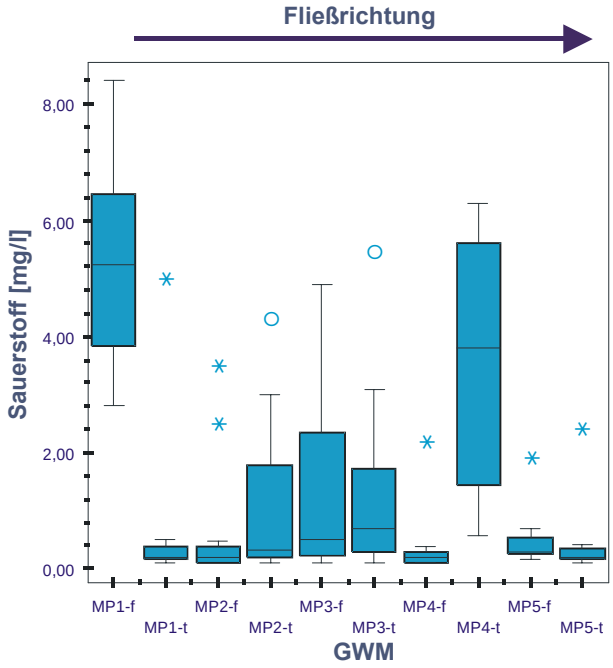


Abb. 3.66: Boxplot: Sauerstoff-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). Mit Ausnahme der schadstofffreien GWM MP 1-f sind die Gehalte in allen Messstellen niedrig, jedoch ist keine durchgehende Sauerstoffzehrung in den flachen Bereichen zu erkennen. Die vergleichsweise hohen Sauerstoffkonzentrationen in MP 4-t sind ungeklärt.

Die Nitratgehalte zeigen dagegen das erwartete Verteilungsmuster im Bereich der flachen Filterstrecken (Abb. 3.67). Während in der unbelasteten Messstelle im Anstrom Gehalte von 45,4 mg/l im Mittel auftreten, sind in der GWM MP 2-f nur noch Gehalte von 4,5 mg/l messbar. Diese sinken in Abstromrichtung weiter auf 1,5 mg/l (Mittelwert) in MP 4-flach. Eine Tendenz zu sinkenden Nitratgehalten bei steigenden BTEX-Gehalten ist in Abstromrichtung und besonders an der GWM MP 5 erkennbar.

Die Sulfatverteilung (Abb. 3.67) lässt ebenso wie die Nitratverteilung die Wirksamkeit von biologischen Abbauprozessen erkennen, wenn der Trend auch nicht ganz so deutlich erkennbar ist. In allen Proben aus den tiefen Filterstrecken (mit Ausnahme der MP 5) sind die Sulfatgehalte vergleichbar mit den Gehalten im Anstrom (37,1 mg/l im Mittel). In MP 2-f und MP 3-f sind die Sulfatgehalte nur geringfügig niedriger als im Anstrom. Eine starke Zehrung tritt erst im Bereich der MP 4-f und insbesondere an der Messstelle MP 5-t ein.

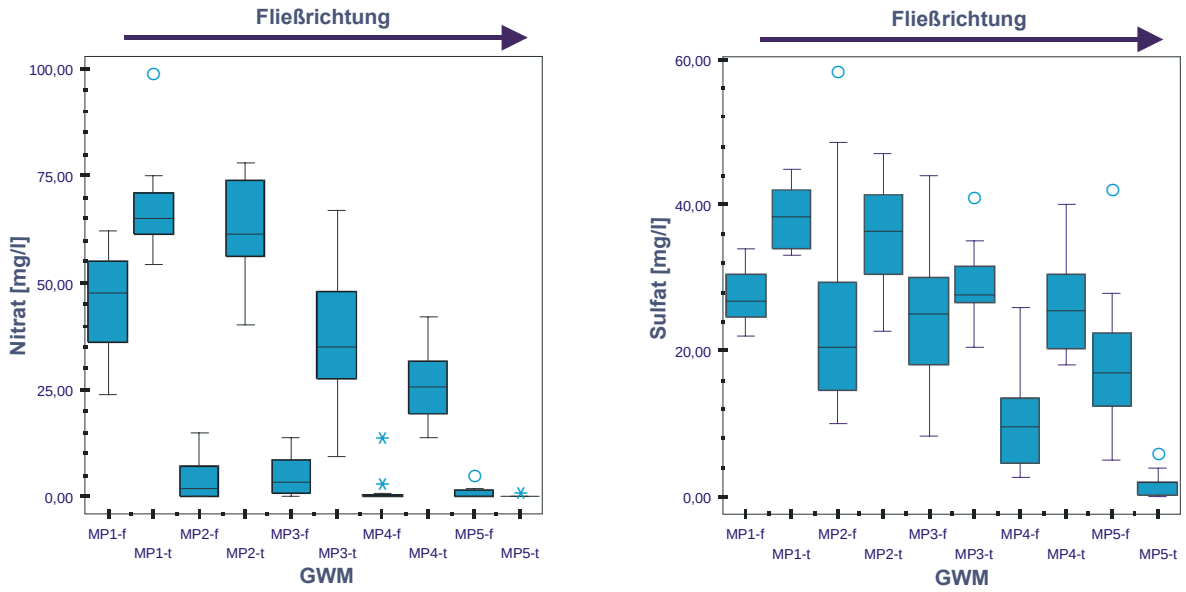


Abb. 3.67: Boxplot: Nitrat- und Sulfat-Gehalte vom 07.01.2002 – 31.08.2004 (12 Messungen). In den flach verfilterten GWM wird Nitrat in Fließrichtung sehr schnell gezehrt, während in den tief verfilterten GWM die Konzentrationen eher erhöht sind. Die Messstellengruppe MP 5 bildet auch hier im flachen und tiefen Bereich eine Ausnahme. Auch die Sulfat-Gehalte sinken im Bereich der flachen Filterstrecken in Fließrichtung.

Abb. 3.68 zeigt beispielhaft für die Messstelle MP 2-f die Entwicklung der Nitrat-, Sulfat- und BTEX-Gehalte in Abhängigkeit von der Zeit. Deutlich ist eine steigende Nitratzehrung bei steigenden BTEX-Konzentrationen erkennbar. Bei BTEX-Konzentrationen von 400 µg/l gehen die Nitratgehalte gegen Null. Bei den Sulfatgehalten ist deutlich eine gegenläufige Entwicklung zu den Schadstoffgehalten zu erkennen. Steigende BTEX-Gehalte bewirken sinkende Sulfatkonzentrationen und bei sinkenden BTEX-Gehalten steigen die Konzentrationen wieder an.

In Abb. 3.69 sind die Messergebnisse der Methanuntersuchungen dargestellt. In den Messstellen im Anstrom und in den tiefen Bereichen des Grundwasserleiters war bisher bei allen Messungen kein Methan messbar (Ausnahme MP 5-t). Doch in den flachen Bereichen steigen die Konzentrationen in Fließrichtung teilweise sehr stark an. So weist MP 3-f im Mittel Methangehalte von 5.543 µg/l und MP 4-f 8.571 µg/l (Mittelwert) auf. Diese GWM weisen neben MP 5-t auch die höchsten Aromatengehalte auf. Die hohen Methangehalte in der GWM MP 3-f stehen im Widerspruch zu den teilweise hohen Sauerstoffkonzentrationen. Da steigende Methangehalte mit steigenden Aromatengehalten einhergehen, liegt die Schlussfolgerung nahe, dass Methanogenese am Aromatenabbau erheblich beteiligt ist.

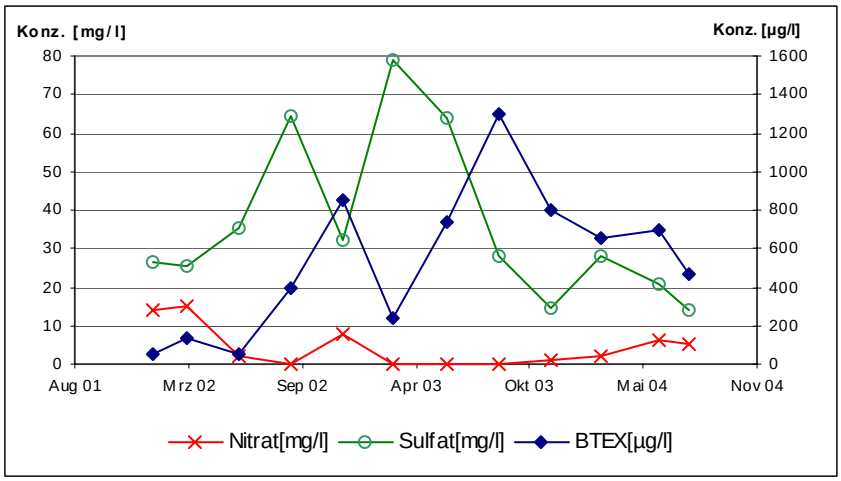


Abb. 3.68: Messstelle MP 2-flach. Bei steigenden BTEX-Konzentrationen ist deutlich eine Abnahme der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen zu beobachten.

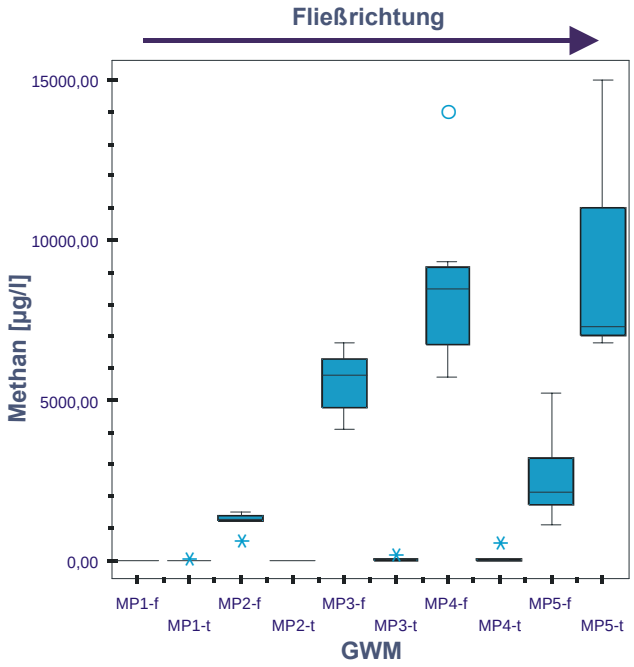


Abb. 3.69: Boxplot: Methan-Gehalte vom 03.06.2002 – 31.08.2004 (7 Messungen). Messstellen im Anstrom und in tiefen Bereichen des Grundwasserleiters enthalten kein Methan (Ausnahme MP 5-t). In den flachen Bereichen treten teilweise hohe Methan-Konzentrationen auf, welche eng an die Aromatengehalte gekoppelt sind.

3.4.2.5 Metabolitenbildung

Die an den Messstellen durchgeführten Untersuchungen auf aromatische Säuren (Metabolite) belegen das generelle Vorhandensein von biologischen Abbauprozessen bei den aromatischen Kohlenwasserstoffen. Bei den nachgewiesenen Einzelverbindungen handelt es sich um aromatische Säuren, die strukturell mit den jeweiligen aromatischen Schadstoffen (Ausgangsverbindungen) korrespondieren (siehe Abb. 3.70). Die Benzoesäure (Nr. 5) geht aus dem Toluol (Nr. 1) hervor (BIEGERT et al., 1996). Darüber hinaus wird Benzoesäure aber auch durch biologische Prozesse in Böden gebildet. Benzoesäure allein ist also kein geeigneter Parameter zum Monitoring von Abbauprozessen an aromatischen Kohlenwasser-

stoffen. Alkylierte Benzoesäuren lassen dagegen auf den Abbau anthropogen eingetragener Schadstoffe (Vergaserkraftstoff, Kerosin) schließen. Die C_1-Benzoesäuren (Nr. 6) entstehen aus den C_2-Benzolen (Isomere des Xylols sowie Ethylbenzol; Nr. 2) und die C_2-Benzoesäuren (Nr. 7) aus den C_3-Benzolen (Isomere des Trimethylbenzols, Isomere des Propylbenzols; Nr. 3). Die C_3-Benzoesäuren (Nr. 8) entstehen aus den C_4-Benzolen (z.B. Isomere des Tetramethylbenzols, Isomere des Butylbenzols; Nr. 4). Neben der Oxidation von Methylgruppen können die Säuren auch durch Einbau von CO_2 in die Aromatenstrukturen gebildet werden, wie am Beispiel von Naphthalin gezeigt wurde (MECKENSTOCK et al. 2000).

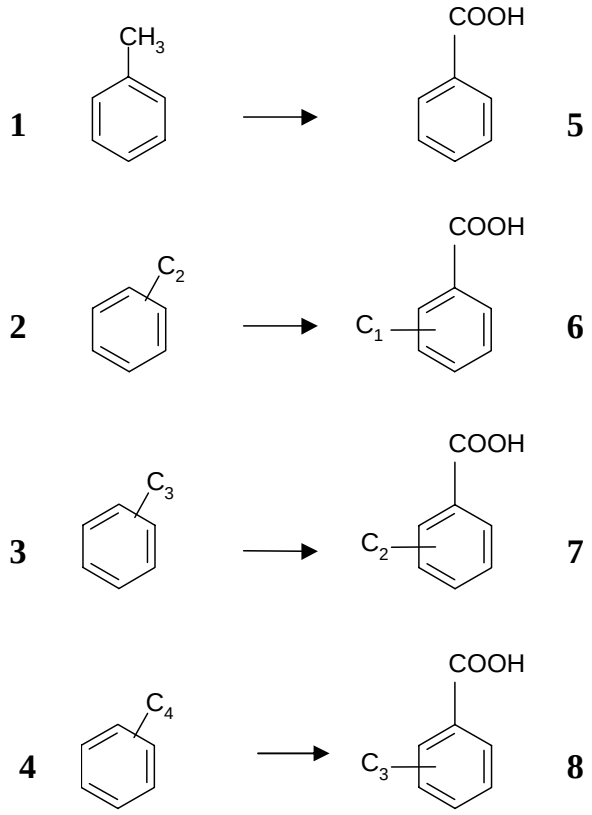


Abb. 3.70: Zuordnung von aromatischen Säuren als Metabolite korrespondierender aromatischer Ausgangsverbindungen.

Der Nachweis dieser Verbindungen stellt daher einen direkten Beweis für den zur Zeit der Probennahme aktiven Bioabbau von Bestandteilen der Vergaserkraftstoffe und des Kerosins dar. Darüber hinaus wurden Fettsäuren gemessen. Diese stellen Zellwandbestandteile von Mikroorganismen dar und sind in allen Pflanzen enthalten. Erhöhte Gehalte von Tetradecansäure, Hexadecansäure und Octadecansäure im Grundwasser können bei einem gleichmäßigen Bewuchs eines Geländes auf eine erhöhte Präsenz von bakterieller Biomasse hinweisen.

Ab Juni 2002 wurde, entsprechend dem Untersuchungsprogramm, das Grundwasser halbjährlich auf aromatische Säuren (Metabolite) und Fettsäuren untersucht. Im Monitoringzeitraum wurden 5 Analysen durchgeführt. Die Ergebnisse der Quantifizierung der organischen Säuren in den Wasserextrakten sind im Anhang 5.3 zusammenfassend dargestellt. Diese zeigen, dass die Schwankungsbreite bei den Fettsäuren im Allgemeinen gering ist. Zwischen Wasserproben aus der flachen und tiefen Verfilterung der Messstellen sind keine

gravierenden Unterschiede erkennbar. In den Proben aus den flachen Filterstrecken sind die Konzentrationen jeweils nur leicht erhöht. Eine Ausnahme bildet die enorm hohe Konzentration der Fettsäuren in MP 1-flach im Dezember 2002 mit 237 µg/l. Dieser Wert ist um den Faktor 10 erhöht im Vergleich zu den übrigen GWM. Hierbei handelt es sich um die einzige Messstelle in einem bewaldeten Teil des Geländes, in dem keine Kontamination festgestellt werden konnte (Anstrom). Die Fettsäuren können hier nicht von Bakterien abstammen, welche Kohlenwasserstoffe abbauen. Der Ursprung der Fettsäuren muss entweder im Bewuchs selbst liegen oder aber in den Bodenbakterien, die den pflanzlichen Dendrit zersetzen. Derart hohe Konzentrationen an Fettsäuren wurden bei vorherigen und folgenden Beprobungen nicht festgestellt. Zum Juni 2003 sanken die Gehalte an Fettsäuren in dieser Messstelle deutlich ab (9 µg/l). Möglicherweise liegt hier ein jahreszeitlicher Effekt vor (Ende der Vegetationsperiode). Das Ergebnis zeigt, dass eine Nutzung der Fettsäuren als Indikator für die Intensität des Bioabbaus nur bei sehr homogenen Randbedingungen in Betracht gezogen werden kann.

Die Konzentrationen der gemessenen Benzoesäuren sind im Anhang 5.3 aufgelistet und in Abb. 3.71 dargestellt. In den tief verfilterten Messstellen sowie im Anstrom wurden nur sehr geringe Konzentrationen von Benzoesäuren (max. 55,05 µg/l) und deren Isomere gemessen. Deren Herkunft kann auf den Abbau natürlich vorhandener organischer Substanz im Boden zurückgeführt werden. Die Konzentrationen der Benzoesäuren in den kontaminierten GWM sind deutlich erhöht. Ein auffällig hoher Wert wurde an der Messstelle MP 2-f im Juni 2003 gemessen. Der Wert stieg von 161 µg/l (Dez. 2002) auf 700 µg/l an. Zu diesem Zeitpunkt wurden ebenfalls stark erhöhte BTEX-Gehalte gemessen. Doch in den übrigen flach verfilterten Messstellen war dieser Anstieg nicht zu beobachten, dort sanken sogar die Konzentrationen von z.B. 311 µg/l auf 240 µg/l in MP 4f.

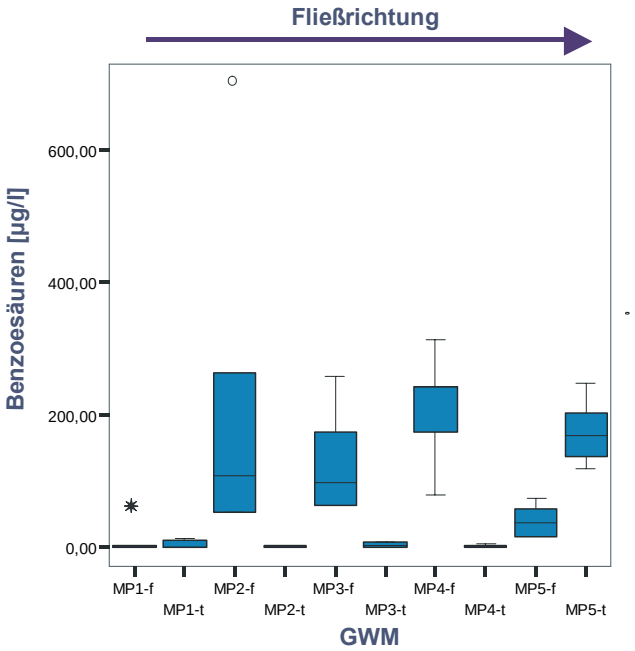


Abb. 3.71: Boxplot: Benzoesäuren (Summe der Einzelverbindungen) vom Juni 2002 – Juni 2004 (5 Messungen). Messstellen im Anstrom und in tiefen Bereichen des Grundwasserleiters zeigen nur geringe Gehalte an Abbauprodukten, welche natürliche Hintergrundkonzentrationen darstellen. In den flachen Bereichen treten besonders im Bereich der GWM MP 2 und MP 4 erhöhte Konzentrationen auf, welche mit den erhöhten Substratgehalten korrelieren.

3.4.3 Interpretation der Ergebnisse

Die Grundwasseruntersuchungen am Standort wurden durchgeführt, um die hydrogeochemischen Anstromverhältnisse und den Schadstoffaustrag aus der wasserungesättigten Bodenzone zu ermitteln. Sie ermöglichen weiterhin Aussagen über die Schadstoffverteilung und die zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte im wassergesättigten Bodenbereich.

Die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser in Fließrichtung lassen deutlich erkennen, dass mit der Messstellenanordnung nur ein Teil der Schadstofffahne erfasst wird. Die Betrachtung der Schadstoffkonzentrationen und der relativen Verteilung der benzoiden Aromaten (BTEX) an den einzelnen Messpunkten hat ergeben, dass auf dem TL Schäferhof-Süd Eintragsquellen unterschiedlichen Alters vorliegen und dass das Testfeld nicht den alleinigen Eintragsherd für BTEX in das Grundwasser repräsentiert. Weitere kleinere Quellen im Bereich 'kartierte Ölschäden' und eine größere Eintragsquelle in unmittelbarer Nähe zur Messstelle MP 5 sind aufgrund der Datenlage anzunehmen. Dieser Sachverhalt erschwert die Möglichkeit, Aussagen über die Geometrie und Dynamik der Schadstofffahne zu treffen.

Die Schadstoffe werden einerseits durch das Sickerwasser und andererseits durch Lösungsprozesse infolge von Schwankungen des Grundwasserspiegels in den Grundwasserleiter eingetragen. Während des Monitoringzeitraumes wurden erhebliche Schwankungen des Grundwasserstandes (23,4 m ü. NN bis 25,2 m ü. NN) festgestellt. Die Schadstoffgehalte im Boden sind im Bereich des Kapillarsaumes am höchsten, weshalb die Konzentration leicht löslicher Kontaminanten (BTEX) im Grundwasser erheblich durch Schwankungen des Grundwasserspiegels beeinflusst wird. Im Verlauf der dreijährigen Beprobung ist tendenziell ein Anstieg der BTEX-Gehalte im Grundwasser erkennbar. Gleichzeitig zeigen Schlüsselparameter wie Eisen(II), Nitrat, Sulfat, Methan und die Metaboliten deutlich einen mikrobiellen Abbau der BTEX-Aromaten über den gesamten Zeitraum in allen Messstellen an, in denen eine Kontamination nachgewiesen wurde. Die Abwesenheit von Sauerstoff und die Zehrung anderer Elektronenakzeptoren in den meisten Grundwassermessstellen ist ein Hinweis darauf, dass mikrobielle Abbauprozesse primär unter anaeroben Milieubedingungen ablaufen. Benzoesäuren, welche sich bei der Oxidation von Alkylbenzolen bilden, sind als Anzeiger für biologischen Abbau im Grundwasser gut geeignet. Als Zwischenprodukte eignen sie sich jedoch nicht für eine Bilanzierung der Prozesse.

Im Boden konnten Abbauraten für Kohlenwasserstoffe bestimmt werden, dies ist im Grundwasser aus folgenden Gründen nicht möglich:

(1) Die Eintragsquellen im Abstrom des Testfeldes sind nicht vollständig bekannt.

(2) Durch das bestehende Messstellennetz wird die Schadstofffahne nur zu einem Teil erfasst. Es können keine Aussagen über ihre Geometrie und Dynamik getroffen werden.

(3) Die Ganglinien der BTEX-Konzentrationen in den einzelnen GWM zeigen an, dass die Lösungsprozesse und der Eintrag an Kontaminanten in das Grundwasser deutlich höher sind als der mikrobielle Abbau innerhalb des Untersuchungsgeländes.

3.5 Klimadaten und Bodentemperatur

3.5.1 Datenaufnahme

Eine Wetterstation mit Datenerfassungsanlage (H.I.M., Agrar-Wetterstation eco) wurde auf dem Standort TL Schäferhof-Süd installiert und von Ende November 2001 bis November 2004 kontinuierlich betrieben. Die Station zeichnete stündlich Messdaten der Niederschlagsmenge, des Luftdrucks, der Luftfeuchtigkeit, der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung auf. Die Messdaten wurden im Abstand von vier bis acht Wochen auf einen Laptop übertragen und weiter ausgewertet. Dabei wurden die Tages-, Monats- und Jahresmittelwerte der Lufttemperatur, der relativen Feuchte, des Luftdrucks und der Windgeschwindigkeit sowie die Tages-, Monats- und Jahressummen der Niederschlagsmenge gebildet.

Durch technische Ausfälle (defekter Akku, Programmfehler) entstandene Datenlücken wurden mit Messwerten vom Deutschen Wetterdienst (DWD), Station Hannover Langenhagen (Nr. 10338) ausgeglichen. Die Klimadaten dieser dem Standort am nächsten gelegenen Wetterstation des DWD waren grundsätzlich auf das Klima vor Ort übertragbar. Ein Vergleich der dort angegebenen Messdaten mit denen, die am TL Schäferhof-Süd ermittelt worden waren, zeigte insbesondere bei der Lufttemperatur eine gute Übereinstimmung der Daten. Geringfügige Abweichungen sind wahrscheinlich auf die exponierte Lage der Wetterstation am TL Schäferhof-Süd zurückzuführen. Die nur spärlich bewachsene Freifläche wird insbesondere im Sommer durch die erhöhte Sonneneinstrahlung tagsüber stark aufgeheizt. Die Tagesniederschlagsmengen zwischen den Wetterstationen variierten aufgrund von regionalen Schauerereignissen stärker. Auf die Summe der Niederschlagsmengen pro Jahr bezogen, führten diese Effekte allerdings im Jahr 2002 nur zu einer Differenz von 5 % und im Jahr 2003 zu keinen Unterschieden gegenüber der Station Hannover Langenhagen.

Zur Bestimmung der Bodentemperatur wurden im unkontaminierten Vergleichsareal vier Messfühler in verschiedenen Tiefen (0,5 m, 1,5 m, 2,5 m, 3,5 m) eingesetzt und an einen Daten-Logger (Testo, testostor 171) angeschlossen. Die Temperaturmessung erfolgte täglich um 18.00 Uhr. Die Messdaten wurden zusammen mit denen der Wetterstation ausgelesen. Vom 08.12.02 bis zum 18.06.03 entstand eine größere Datenlücke, da der Daten-Logger wegen eines technischen Defektes und langwierigen Reparaturzeiten nicht einsatzfähig war.

3.5.2 Ergebnisse

3.5.2.1 Klimadaten

Die am Standort TL Schäferhof-Süd aufgenommenen Daten der Lufttemperatur, der relativen Feuchte, des Luftdrucks, der Windgeschwindigkeit und der Niederschlagsmenge sind als Tagesmittelwerte bzw. -summen in der Übersichtsgrafik (Anhang 6.1) dargestellt. Tab. 3.14 zeigt die Monats- und Jahresmittelwerte von Januar 2002 bis Dezember 2004.

Tab. 3.14: Monatsmittelwerte von Lufttemperatur, relativer Luftfeuchte, Luftdruck und Windgeschwindigkeit sowie der monatlichen Niederschlagsmenge am TL Schäferhof-Süd von Januar 2002 bis März 2004.

Datum	Lufttemp. [°C]	rel. Luftfeuchte [%]	Luftdruck [hPa]	Niederschlag [mm] *2	Windgeschw. [m/s]
Jan. 2002	3,7	89,6	915,5	47,9	1,7
Feb. 2002	4,7	83,0	k.A.	115,3	2,1
März. 2002	6,7	90,7	999,9	27,6	1,5
April 2002	8,9	87,4	1008,6	55,6	1,0
Mai 2002	13,6	75,6	1012,9	59,7	0,9
Juni 2002	17,1	76,1	1010,6	71,9	1,2
Juli 2002	19,0	79,4	1012,3	124,0	1,1
Aug. 2002 *1	19,7	80,3	1009,0	43,9	0,7
Sept. 2002	14,4	81,5	1008,7	17,4	0,8
Okt. 2002	8,1	86,6	1003,1	105,9	1,4
Nov. 2002	5,1	95,2	1003,6	83,1	1,2
Dez. 2002	-1,1	90,0	1015,9	46,0	1,4
Jahresmittel 2002	**9,9**	**84,6**	**1000,0**	**798,3**	**1,2**
Jan. 2003	0,9	91,6	1009,9	75,6	1,5
Feb. 2003 *1	-0,9	84,7	995,5	18,2	1,6
März 2003 *1	5,4	79,4	1001,1	22,9	0,9
April 2003	9,2	64,7	1011,4	38,3	1,6
Mai 2003	14,3	74,3	1010,8	30,7	1,1
Juni 2003	19,0	68,9	1008,4	35,6	1,0
Juli 2003	19,8	72,0	1007,0	81,2	1,0
Aug. 2003 *1	20,5	63,2	1007,5	23,9	0,8
Sept. 2003	14,4	78,5	998,3	41,4	0,7
Okt. 2003	5,7	88,9	964,6	42,8	0,8
Nov. 2003	7,1	90,9	1008,8	28,6	1,3
Dez. 2003	2,6	91,4	1011,4	59,0	1,3
Jahresmittel 2003	**9,8**	**79,1**	**1002,9**	**498,2**	**1,1**
Jan. 2004	1,5	91,0	1003,2	86,2	1,3
Feb. 2004	3,7	86,3	1008,9	66,6	1,3
März 2004	4,9	80,5	1010,7	40,2	1,5
April 2004	10,1	74,1	989,6	46,9	1,2
Mai 2004	12,0	78,9	992,6	55,8	0,8
Juni 04	15,7	77,9	998,4	79,1	1,0
Juli 04	16,9	81,4	990,3	102,5	0,8
August 04	19,4	75,6	1000,0	64,1	1,1
September 04	14,8	79,0	1001,3	53,8	1,1
Oktober 04	10,4	85,6	979,7	68,6	1,2
November 04 *1	5,2	91,2	1012,2	73,1	
Dezember 04 *1	3,0	89,1	1010,4	34,9	
Jahresmittel 2004	**9,8**	**82,5**	**999,8**	**771,8**	**1,1**

*1 Datenlücken vom 24.07.02-31.08.03, 17.02.03 bis 11.03.03 und vom 04.08.03 bis 19.08.03 sowie die fehlende Datenaufzeichnung im November und Dezember 2004 wurden durch Messwerte des Deutschen Wetterdienstes, Station Hannover Langenhagen ersetzt.

*2 Niederschlagsmenge: > 70 mm/ Monat, < 50 mm/ Monat

Die Lufttemperatur unterlag starken jahreszeitlichen Schwankungen mit in der Regel höchsten Tagesmittelwerten im Juli und August und niedrigsten im Dezember und Januar. Der kälteste Tag war am 9. Januar 2003 mit einem gemessenen Tiefstwert von -15,8°C und einem Durchschnittswert von -12,2°C. Der wärmste Tag war am 18. August 2003 mit durchschnittlich 28,3°C (Wert des DWD). Der gemessene Höchstwert am TL Schäferhof-Süd lag am 18. Juni 2002 bei 35,5°C.

Die relative Luftfeuchtigkeit am Standort variierte zwischen 40 und 100 %. Über den jährlichen Messzeitraum betrachtet, ist die Luftfeuchtigkeit sinuskurvenähnlich verteilt mit Maximalwerten im Dezember und Minimalwerten zwischen Juni und August. Der Luftdruck schwankte in den Wintermonaten 2001/2002 zwischen 800 und 1000 hPa, ab März 2002 lag er relativ konstant bei ca. 1000 hPa (920-1030 hPa). Lediglich an einzelnen Terminen fiel der Luftdruck schlagartig auf 800-900 hPa ab und nur im Juli 2002 wurde einmalig ein Luftdruck größer 1100 hPa erreicht. Die Tagesniederschläge lagen im Allgemeinen bei maximal 18 l/m²; selten wurden Spitzenwerte von 20 bis 32 l/m² gemessen. Die mittlere monatliche Windgeschwindigkeit erreichte 0,7 bis 2 m/s. Die Messung ergab vereinzelte Spitzengeschwindigkeiten von 6 m/s (April 2003). Da es sich allerdings um sehr kurzfristige Ereignisse handelt, ist bei diesen Windstärken trotz fehlendem bzw. spärlichem Bewuchs auf dem Testfeld und den Vergleichsarealen nicht von einer nennenswerten Materialverfrachtung aus der obersten Bodenschicht auszugehen.

Ein Vergleich der Messdaten in den jeweiligen Kalendermonaten der Jahre 2002, 2003 und 2004 sowie die extrem unterschiedlichen Jahresniederschlagsmengen belegen die starken Klimaschwankungen während der Projektlaufzeit (vgl. Tab. 3.14). Die mittleren monatlichen Lufttemperaturen lagen von Dezember 2002 bis Februar 2003 deutlich unter denen der Wintermonate im Jahr 2001/2002 und 2003/2004. Trotz der an einzelnen Tagen überdurchschnittlich hohen Lufttemperaturen des heißen Sommers 2003 lag der monatliche Durchschnitt nur knapp über dem der Jahre 2002 und 2004. Im Jahresmittel betrugen die Lufttemperaturen konstante 9,8-9,9°C.

Die Summe der Niederschläge lag mit 498 mm im Jahr 2003 mehr als ein Drittel unter der der Jahre 2002 (798 mm) und 2004 (772 mm). Verantwortlich für die hohe Niederschlagssumme im Jahr 2002 waren die regenreichen Monate Februar, Juli und Oktober mit Niederschlagsmengen von 106 bis 124 mm (s. Abb. 3.72). Dem entgegen erreichte im Jahr 2003 lediglich der Monat Juli Spitzenwerte von 81 mm Niederschlag. Das Jahr 2003 war durch starke Trockenheit und hohe Lufttemperaturen in den Sommer- und Herbstmonaten geprägt. Niederschläge traten häufig als kurzzeitige Schauerereignisse mit Wassermengen von bis zu 15 mm pro Stunde auf. Der ausgetrocknete Boden ist in diesem Fall nur bedingt in der Lage das Regenwasser aufzunehmen, so dass ein erhöhter Anteil oberflächig abfließt und die Grundwasserneubildungsrate (vgl. Kap. 3.4) durch die geringen Mengen an Sickerwasser zurückgeht. Im Jahr 2004 wurden über das Jahr verteilt insgesamt wieder höhere Niederschlagsmengen verzeichnet.

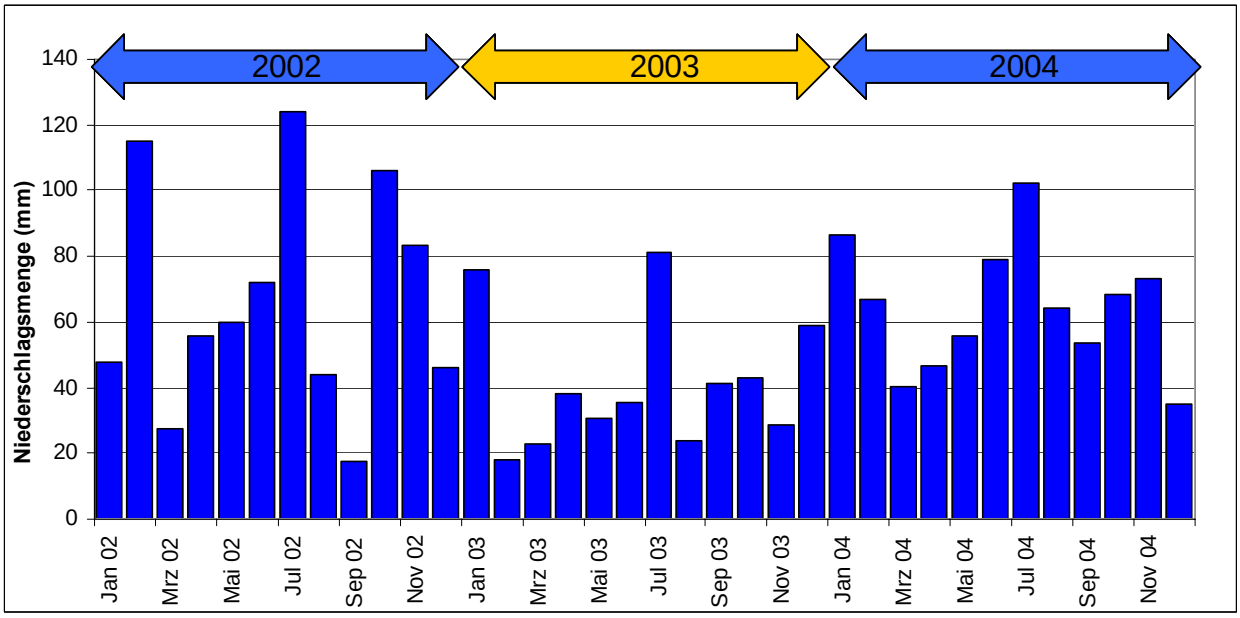


Abb. 3.72: Monatliche Niederschlagsmenge (mm) am TL Schäferhof-Süd in den Jahren 2002, 2003 und 2004.

3.5.2.2 Bodentemperatur

Anhang 6.2 zeigt die Bodentemperatur in den verschiedenen Tiefen im Vergleich mit der Lufttemperatur von Dezember 2001 bis Dezember 2004. Insgesamt weisen die Werte nur geringe Schwankungen zwischen den Tagesmessdaten auf, jahreszeitliche Temperaturveränderungen wirken sich dagegen kontinuierlich auf die Temperaturkurve des Bodens aus.

Für die Winter- und Sommermonate zeigen sich in den gemessenen Tiefen (0,5 m, 1,5 m, 2,5 m, 2,5 m u. GOK) zwei unterschiedliche Temperaturprofile, die jeweils im Frühjahr (April) und Herbst (September-Oktober) einem Wechsel unterliegen. Während die Bodentemperatur im Winter mit der Bodentiefe zunimmt, nimmt sie im Sommer tendenziell mit der Tiefe ab (s. Abb. 3.73).

Die Bodentemperatur in 0,5 m Tiefe ist stark durch die Lufttemperatur beeinflusst und reichte seit Messbeginn von 2°C im Januar 2002 bis maximal 23°C im August 2003. Durch den heißen Sommer 2003 lagen die mittleren monatlichen Bodentemperaturen in 0,5 m und 1,5 m u. GOK ca. 2 °C über den Werten im Sommer 2002 und 2004. In der tiefsten Messstelle in 3,5 m u. GOK spielte vor allem der Einfluss der Grundwassertemperatur und der Wärmespeicherung des Bodens eine Rolle. Der Temperaturbereich lag in der gesamten Messperiode bei 7-18 °C. Die Temperaturmessung der beiden dazwischen liegenden Sonden in 1,5 m und 2,5 m Bodentiefe wird anteilig von den genannten Effekten bestimmt. Der Temperaturbereich lag sich zwischen 3-4 und 21 C.

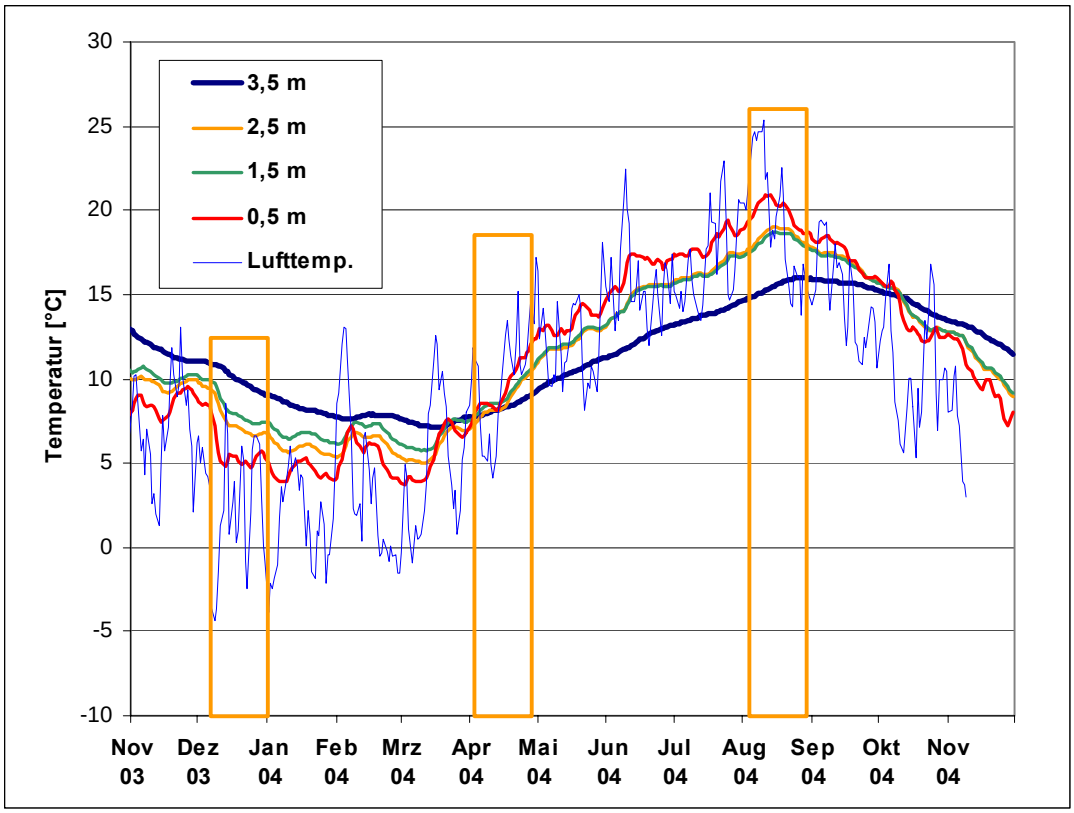


Abb. 3.73: Temperaturprofil am TL Schäferhof-Süd im Dezember 2003, April 2004 und August 2004.

Nach den Messdaten am TL Schäferhof-Süd variierten je nach Jahreszeit die Bodentemperaturen in den verschiedenen Tiefen in großem Maße. Daraus ergab sich ein unterschiedlich starker Einfluss auf die mikrobiellen Abbauprozesse im Boden. Im Jahresdurchschnitt lagen aber die Temperaturen an allen Sonden unabhängig von der Tiefe und den zwischenzeitlichen Schwankungen bei 11-12°C (Mittelwerte 2002 und 2004).

3.5.3 Interpretation der Ergebnisse

Über einen Messzeitraum von drei Jahren zeigte sich, welchen starken Schwankungen die Klimaparameter, insbesondere die Niederschlagsmenge und die Luft- bzw. Bodentemperatur, unterliegen. In Abhängigkeit von den Niederschlägen und der anfallenden Sickerwassermenge variierte die Bodenfeuchte, die Einfluss auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen nimmt. Gleichzeitig sind die Sickerwassermenge und damit die Grundwasserneubildungsrate entscheidend für den Schadstoffaustrag ins Grundwasser. Die Bodentemperatur wird durch die allgemeine Klimasituation am Standort beeinflusst. Hohe Lufttemperaturen während der Sommermonate tragen maßgeblich zu höheren mikrobiellen Abbauraten bei. Dieser Zusammenhang zeigte sich vor allem bei der Auswertung der Bodenluftmessungen. Aus den Bodenluftmessungen kann auch abgeleitet werden, dass selbst bei niedrigen Bodentemperaturen, wie sie in den Wintermonaten vorlagen, der biologische Schadstoffabbau nicht vollständig gehemmt ist.

Die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur sind damit die Schlüsselparameter unter den Klimaparametern. Der Luftdruck kann sich auf die Bodenluftmessungen auswirken, so dass keine Messungen unter extremen Luftdruckbedingungen erfolgen sollten. Liegt der Bodenluftpegel im Bereich hoher Schadstoffbelastungen, sind die Auswirkungen von Luftdruckschwankungen zumeist von untergeordneter Bedeutung, da ständig hohe Konzentrationen der zu messenden Gase produziert werden (LEWITZ 2004). Dies bestätigte sich bei den im Forschungsprojekt durchgeführten Messungen, bei denen keine Korrelation zwischen dem Luftdruck am Tag der Messung und den Bodenluftparametern nachgewiesen wurde. Prinzipiell besteht aber ein Zusammenhang zwischen dem Luftdruck und der Volatilisierungsrate leicht flüchtiger Verbindungen.

Der Einfluss der weiteren gemessenen Klimaparameter war am TL Schäferhof-Süd von untergeordneter Bedeutung. Unter extremen Klimasituationen muss die Einflussnahme zum Beispiel der Luftfeuchtigkeit oder der Windgeschwindigkeit gegebenenfalls anders eingeschätzt werden. LEWITZ (2004) empfiehlt zur umfassenden Dokumentation bei der Bodenluftbeprobung eine Angabe der Windstärke und Windrichtung.

Der Betrieb einer eigenen Wetterstation und die Datenauswertung ist sehr arbeitsaufwändig, so dass, wenn auf vergleichbare Daten nächstgelegener Wetterstationen, zum Beispiel des Deutschen Wetterdienstes (DWD), zurückgegriffen werden kann, die Übertragbarkeit dieser Wetterdaten auf den Standort im Allgemeinen gegeben und die potenzielle Abweichung tolerierbar ist.

Die Bodentemperaturen können aus diesen Wetterdaten allerdings nur grob abgeschätzt werden, da je nach Standortlage, Bodenart und Grundwasserflurabstand die oberflächige Aufheizung, die Wärmespeicherung und der Einfluss der Wassertemperatur variieren können.

3.6 Schlussfolgerungen

Am **Standort TL Schäferhof-Süd** liegt im abgesteckten Testfeld eine erhebliche Kontamination der ungesättigten und gesättigten Bodenzone mit MKW, BTEX und anderen Alkylbenzolen vor. Das Spektrum der MKW-Verbindungen belegt, dass es sich um einen bereits leicht verwitterten Diesel-Schaden handelt, der aus der bis 1976 andauernden Nutzung des Bereiches als Dieselabfüllstation resultiert.

Die inhomogene **Schadstoffverteilung** im Boden erwies sich als entscheidender Faktor für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse am TL Schäferhof-Süd. Für die **Mineralölkohlenwasserstoffe** konnte im Testfeld anhand der Bodendaten keine statistisch gesicherte Schadstoffminderung belegt werden, da die Spannbreite der Schadstoffkonzentrationen der innerhalb eines Bohrareals zu vergleichenden Bohrpunkte größer war als die Schadstoffminderung durch mikrobiellen Abbau, Verflüchtigung oder Auswaschung. Die über drei Jahre aufgenommenen Bodenluftdaten belegen aber, dass im Testfeld über den gesamten Zeitraum des Forschungsprojektes mikrobielle Abbauprozesse stattgefunden haben. Die hohe Kohlendioxidproduktion in der Bodenluft bei gleichzeitiger fast vollständiger Sauerstoffzehrung sind eindeutige Anzeiger für die mikrobielle Aktivität im Boden, die sich bei dem vorliegenden humusarmen und nahezu karbonatfreien Sandboden nur durch den Schadstoffabbau erklären lässt. Die Abnahme des organischen Gesamtkohlenstoffes und der n-Alkane in der Bodenluft während der Projektlaufzeit ist ein weiterer Hinweis auf den Abbau von MKW-Verbindungen in der ungesättigten Bodenzone. In den deutlich geringer belasteten Böden des kontaminierten Vergleichsareals verringerten sich die zu Projektbeginn in der ungesättigten Bodenzone vorhandenen Schadstoffe (< 400 mg/kg MKW) innerhalb von drei Jahren auf Gehalte unter der Bestimmungsgrenze.

Welche Verbindungen innerhalb des **MKW-Spektrum**s mikrobiell abgebaut wurden, hing vom Wassergehalt und der Sauerstoffverfügbarkeit innerhalb der verschiedenen Bodenzonen ab. Während in der ungesättigten Bodenzone n-Alkane und iso-Alkane nachgewiesen wurden, wiesen der Kapillarsaum und die gesättigte Bodenzone ausschließlich iso-Alkane verschiedenster Kettenlänge, dagegen aber keine n-Alkane auf. Dieser Befund legt einen selektiven Abbau von n-Alkanen unter den anaeroben Bedingungen des hoch kontaminierten Kapillarsaumes und der darunter liegenden Bodenzone nahe.

Deutlicher wird die Schadstoffminderung im Boden anhand der leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffe. Die **BTEX- und Alkylbenzol-Gehalte** sind in den obersten 2 bis 3 Metern der ungesättigten Bodenzone zwischen der Start- und der Abschlussbeprobung deutlich gesunken. Im Kapillarsaum hingegen sind die Schadstoffkonzentrationen unverändert hoch. Verantwortlich für die Schadstoffminderung sind verschiedene Prozesse: Verflüchtigung, Verlagerung und Auswaschung mit dem Sickerwasser sowie mikrobieller Abbau. Durch die gegenüber den Aliphaten höhere Löslichkeit und verstärkte Ausgasung werden die Monoaromaten relativ schnell im Bodenprofil verlagert. Gleichzeitig weisen sie durch ihre Löslichkeit aber eine höhere Bioverfügbarkeit im Abbauprozess auf. Der Schadstoffrückgang kann für die leicht flüchtigen Verbindungen insbesondere bei der Betrachtung des Tiefenprofils gezeigt werden. Der statistisch gesicherte Nachweis der Schadstoffminderung innerhalb der ungesättigten Bodenzone wird allerdings auch hier durch die inhomogene Verteilung der Kontaminanten im Boden eingeschränkt. Für BTEX und andere Alkylbenzole,

die generell als gut abbaubar gelten, ist aufgrund der jetzigen Datenlage mit einer weiteren Konzentrationsabnahme am TL Schäferhof-Süd zu rechnen.

Um die **Schadstoffminderung** abzuschätzen, wurden für einzelne Bohrareale Abbauraten und –konstanten für die ungesättigte Bodenzone errechnet. Diese können allerdings stark von den "realen" Abbauraten im Boden abweichen, da bei den Feldversuchen zum einen die Anteile des mikrobiellen Abbaus nicht von denen der Verflüchtigung und der Auswaschung differenziert werden konnten und zum anderen innerhalb der Bohrareale die Mittelwerte als Berechnungsgrundlage dienten, die aufgrund der Inhomogenität der Schadstoffverteilung aus stark streuenden Einzelwerten bestimmt wurden.

Unter der Annahme eines optimalen MKW-Abbaus mit der maximalen errechneten Abbaukonstante von $k=4*10^{-4}*d^{-1}$ lässt sich für die Dekontamination des Testfeldes bis zu einem Schadstoffgehalt von 500 mg/kg MKW (LAGA Z 1.2) ein Zeitraum von mindestens 15 Jahren abschätzen. Da der Schadstoffabbau innerhalb des Untersuchungszeitraumes von drei Jahren in vielen Bohrarealen aber deutlich geringer war, muss insgesamt von einem erheblich längeren Zeitraum als 15 Jahre ausgegangen werden. Als problematisch müssen in der ungesättigten Bodenzone vor allem die sehr hohen MKW-Kontaminationen im südlichen Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation (bis zu 10.000 mg/kg) eingeschätzt werden, bei denen Hemmeffekte aufgrund der Schadstoffhöhe nicht auszuschließen sind.

Die umfangreichen Untersuchungen der verschiedenen **bodenphysikalischen, physikochemischen und biologischen Parameter** weisen darauf hin, dass der am Standort vorliegende Sandboden aufgrund seiner Nährstoffarmut, des niedrigen pH-Wertes im Boden und seiner insgesamt geringen mikrobiellen Aktivität (Bodenatmung) derzeit nur bedingt für eine gezielte Nutzung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen geeignet ist. Durch das Gebäudefundament und nach dem Gebäuderückbau 1995 durch eine Folienabdeckung war der Wasserhaushalt im Testfeld bis zum Jahr 2000 nur durch den lateralen Eintrag von Sickerwasser geprägt. Es hat sich gezeigt, dass damit zwar einerseits bis zu Projektbeginn der Austrag größerer Schadstoffmengen aus der ungesättigten Bodenzone verhindert wurde, sich aber andererseits erst während der Projektlaufzeit ein natürliches Bodenmilieu aufgrund des eindringenden Niederschlagswassers und der damit ansteigenden Bodenfeuchte einstellte. Durch die allmähliche Verbesserung der natürlichen Bodenfunktionen wurde im kontaminierten Vergleichsareal in der ungesättigten Bodenzone ein Anstieg des **pH-Wert**es von durchschnittlich 5,1 auf 6,5 und im Testfeld von 5,0 auf 5,5 beobachtet. Sollte sich der Trend ansteigender pH-Werte im Testfeld weiter fortsetzen, wäre eine der Voraussetzungen für einen zukünftig verstärkten mikrobiellen Abbau gegeben.

Ein gutes **Nährstoffangebot** bewirkt im Allgemeinen eine Anregung der mikrobiellen Aktivität im Boden (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2004). Das natürliche Nährstoffreservoir am TL Schäferhof-Süd ist aber stark limitiert, so dass lediglich durch eine artifizielle Anhebung des Stickstoff- und Phosphat-Angebotes diese Ausgangssituation verändert werden könnte (s. Kap. 4). Ergebnisse aus projektbegleitenden Labor- und Technikumsversuchen mit Bodenproben vom TL Schäferhof-Süd bestätigen einen erhöhten MKW-Abbau bei Zugabe von Nitrat- bzw. Ammoniumstickstoff und Phosphat.

Demnach kann davon ausgegangen werden, dass bei einer Verbesserung des Bodenmilieus, durch neutrale pH-Werte im Boden, eine ausreichende Nährstoffversorgung und Bodenfeuchte am TL Schäferhof-Süd deutlich höhere Abbauraten erreicht werden könnten, als im Verlauf des Forschungsprojektes nachgewiesen werden konnten.

Für die gezielte Nutzung natürlicher Abbauprozesse bei der Altlastensanierung besitzt der mikrobielle Schadstoffumsatz als irreversibler Dekontaminationsprozess die entscheidende Bedeutung. Inwieweit jedoch eine Schadstoffminderung infolge der **Auswaschung** mit dem Sickerwasser oder der Ausgasung leicht flüchtiger Schadstoffe an der Bodenoberfläche zur Erreichung von Sanierungszielen hingenommen werden kann, sollte von den zuständigen Behörden unter Berücksichtigung der Nutzung des Standortes und des Gefahrenpotenzials für relevante Schutzgüter sorgfältig geprüft werden, Nach einer Abschätzung des HESSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001) kann die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone für das Grundwasser am TL Schäferhof-Süd als mittelmäßig eingestuft werden. Am Standort hat sich aber andererseits gezeigt, dass ein wesentlicher Teil des mikrobiellen Abbaus von BTEX und Alkylbenzolen erst im Grundwasser stattfindet. Der Austrag von löslichen Verbindungen mit dem Sickerwasser und der anschließende biologische Abbau von Kohlenwasserstoffen im Grundwasser ist damit ein wichtiger Bestandteil des natürlichen Schadstoffabbaus am TL Schäferhof-Süd.

Die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen haben gezeigt, dass die Interpretation der Analysendaten nur dann plausible Schlussfolgerungen erlaubt, wenn man die zeitliche und räumliche Variation der **Schadstoffgehalte im Grundwasser mit den jeweiligen Grundwasserständen** korreliert. Dabei zeigt sich, dass die im Untersuchungszeitraum festgestellten Grundwasserschwankungen mit einer Varianz von bis zu 1,7 m einen erheblichen Einfluss auf die Schadstoffgehalte im Grundwasser nehmen. Zunächst war die Interpretation dadurch erschwert, dass die Korrelation räumlich nicht einheitlich ist. An der Messstelle im Schadenszentrum verhalten sich die BTEX-Gehalte im Grundwasser gegenläufig zum Grundwasserstand, das heißt bei steigendem Grundwasserstand sinken die BTEX-Gehalte, während sie bei sinkendem Grundwasserstand wieder ansteigen. Eine schlüssige Interpretation dieses Befundes ist nur möglich in Verbindung mit den Ergebnissen den Bodenuntersuchungen. Diese haben gezeigt, dass das Maximum der Bodenkontamination in ca. 5 m Tiefe im Kapillarsaum liegt. Bei niedrigen Grundwasserständen befindet sich diese Bodenkontamination gerade noch im gesättigten Bereich, während bei hohen Grundwasserständen auch der darüber liegende geringer kontaminierte Bereich von Grundwasser durchströmt wird. Bei hohen Grundwasserständen werden folglich die aus dem Boden in Lösung gegangenen Schadstoffe (BTEX) stärker verdünnt, als dies bei niedrigen Grundwasserständen möglich ist. Der gegensinnige Verlauf von Grundwasserstand und Schadstoffkonzentration im Schadenszentrum bleibt allerdings in der Abstromfahne nicht erhalten. In etwa 70 m Entfernung vom Schadenszentrum ist bereits eine gleichsinnige zeitliche Varianz der Schadstoffkonzentration und des Grundwasserstandes erkennbar. Eine mögliche Erklärung für diesen Befund besteht darin, dass sich im Schadenszentrum bei niedrigen Grundwasserständen Schadstoffmaxima ausbilden, die sich dann in Richtung Vorfluter (Weser) ausbreiten. Die Amplitude dieser Maxima schwächt sich durch Dispersion und biologischen Abbau der Aromaten allerdings ab. Es ist zu erwarten, dass nach einer bestimmten Fließstrecke die zeitlichen Konzentrationsschwankungen der BTEX-Aromaten deutlich abnehmen werden, sofern im Abstrom keine neuen Schadstoffeinträge hinzu-

kommen. Dies kann allerdings zurzeit analytisch nicht belegt werden, da geeignete Messstellen im weiteren Abstrom fehlen.

Aus den Grundwasseruntersuchungen ergibt sich, dass zwar biologische Abbauprozesse eindeutig nachweisbar, aber eine Bestimmung der Abbauraten zur Erstellung von Prognosen bezüglich der erforderlichen Zeit bis zur Erreichung eines Zielwertes aufgrund der Datenlage nicht zuverlässig durchführbar ist. Der Einfluss der Grundwasserschwankungen auf die Schadstoffkonzentrationen ist wesentlich stärker als der Einfluss von biologischen Abbauprozessen, so dass eine Bestimmung von Abbauraten nicht möglich ist. Da in den verfügbaren Modellen zur Bestimmung von Abbauraten (z.B. Bioscreen- Natural Attenuation Decison Support System) Grundwasserschwankungen nicht als relevante Parameter eingearbeitet sind, ist der Einsatz dieser Modelle im vorliegenden Fall nicht sinnvoll. Da jedoch in diesem Forschungsprojekt der Schwerpunkt auf die Untersuchung der ungesättigten Bodenzone gelegt wurde und die Grundwasseruntersuchungen nur ergänzend betrachtet wurden, sind die gewonnenen Erkenntnisse zufrieden stellend.

Ziel des Vorhabens war die Untersuchung des natürlichen Schadstoffabbaus am TL Schäferhof-Süd anhand ausgewählter **Kriterien und Parameter**. Gleichzeitig sollten die zur Probennahme und zum quantitativen Nachweis der ausgewählten Parameter verwendeten Methoden auf ihre Eignung zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone geprüft werden. Nachfolgend sind die aus dem Forschungsprojekt gewonnenen Erfahrungen bezüglich der untersuchten Kompartimente zusammengefasst. Die Übertragbarkeit dieser Erkenntnisse auf Liegenschaften mit anderen Standortgegebenheiten bedarf gegebenenfalls einer Prüfung.

Bodenuntersuchungen im Hinblick auf die Schadstoffgehalte und deren räumliche Verteilung sowie auf einige physiko-chemische Parameter bilden die Basis für die Einschätzung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials an einem Standort. Dabei kann in Abhängigkeit von der Schadstoffverteilung die Lokation der Beprobungspunkte, deren Anzahl und Abstand entscheidend für die spätere Bewertungsgrundlage und den Nachweis der Schadstoffminderung sein. Bei älteren Schadstoffquellen zeigt ein MKW-Screening das vorliegende Spektrum der Verbindungen an. Neben der Schadstoffanalytik können Untersuchungen des Bodenmilieus (pH-Wert, Karbonatgehalt, Nährstoffgehalt, Bodenatmung) bereits zu einem möglichst frühen Zeitpunkt wichtige Hinweise auf das Abbaupotenzial geben. Unter Berücksichtigung qualitätssichernder Maßnahmen können für MKW und leicht flüchtige Kohlenwasserstoffe Linerbeprobungen und anstelle von Einzelproben die Entnahme von Intervallproben über den gesamten Bohrkern bzw. bei stark inhomogenem Bodenprofil schichtweise empfohlen werden.

Ein **Bodenluft-Monitoring** bietet die Möglichkeit, unabhängig von der Entnahme von Bodenproben zu einer zwischenzeitlichen Einschätzung der mikrobiellen Abbauprozesse zu gelangen. Da die Bodenatmung je nach Bodenart variiert, ist neben der Einrichtung von stationären Bodenluftpegeln im Schadensherd ein Kontrollpegel in unkontaminierten Bereichen sinnvoll. Die Untersuchungen selbst lassen sich mit wenig Aufwand und Kosten durchzuführen. Die regelmäßige Vor-Ort-Messung der Bodenluftzusammensetzung (Sauerstoff, Kohlendioxid, Methan, organischer Gesamtkohlenstoff) und die Schadstoffanalytik (n-Alkane, BTEX, andere Aromaten) bilden zusammen genommen wichtige Indikatoren für die Beurteilung des mikrobiellen Abbaus. Die Erfassung der Schadenssituation und –entwicklung an

einem Standort setzt zyklische Messungen zwingend voraus. Der zeitliche Abstand zwischen den Beprobungen sollte sich an den standortbedingten Gegebenheiten, insbesondere den Einflussfaktoren auf die Bodenluftzusammensetzung und die Schadstoffentwicklung orientieren, jedoch ein Intervall von 3 Monaten nicht überschreiten. Aufgrund jahreszeitlich bedingter Schwankungen der Bodenluftzusammensetzung ist ein Monitoring über mindestens ein Jahr empfehlenswert. Die Erfahrungen aus dem Forschungsprojekt haben gezeigt, dass Bodenluftmessungen nicht nur den Status quo einer Schadenssituation erfassen, sondern Prognosen über die weitere Entwicklung von Abbauprozessen zulassen.

Bedingt durch den Gasaustausch im Boden spiegelt die Bodenluftmessung nicht nur die punktuelle Situation am Messpegel wider, sondern stellt eine integrative Methode für seine Umgebung dar. Bodenluftuntersuchungen eignen sich zur Einschätzung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone. Aus den Konzentrationen der leicht flüchtigen Schadstoffe in der Bodenluft kann zudem der potenzielle Austrag mit dem Sickerwasser prognostiziert werden.

Die Gewinnung von **Sickerwasser** mittels Saugkerzen ist nach derzeitigem Stand eine der wenigen Methoden, die eine Probennahme in-situ, das heißt aus dem ungestörten Bodenkörper und nicht aus durch die Probenaufbereitung beeinflusstem Boden, ermöglicht. Da sie andererseits nur punktbezogene Ergebnisse liefert, müssen nach Möglichkeit mehrere Messstellen in einer Beprobungstiefe eingesetzt werden. Für die Bestimmung der Parameter MKW, BTEX, Alkylbenzole und Benzoesäure sind Saugkerzen aufgrund der potenziellen Sorption am verwendeten Material bzw. der Ausgasung leicht flüchtiger Schadstoffe jedoch ungeeignet (vgl. KALBE et al. 2003, GIESE et al. 2003, LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2004). Zur Abschätzung von MKW-Gehalten im Sickerwasser bietet sich an, auf die Schadstoffgehalte in Bodeneluaten und im Grundwasser zurückzugreifen. Der bei der Sickerwassergewinnung angelegte Unterdruck und die im Allgemeinen langen Probensammelzeiten bewirken auch Veränderungen der allgemeinen Bodenwasserbeschaffenheit (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2004). Die Messergebnisse physikochemischer Parameter (pH-Wert, Leitfähigkeit, Nährstoffe, Eisen, Sulfat etc.) müssen vor diesem Hintergrund kritisch betrachtet werden. Wenn aufgrund des Bodentyps oder der Niederschlagsmenge von ausreichenden Sickerwassermengen ausgegangen werden kann, ist abzuwägen, ob die zu erwartenden Ergebnisse im Verhältnis zum hohen Aufwand bei der praktischen Umsetzung eines Sickerwasser-Monitorings stehen. Die Sickerwassergewinnung mittels Saugkerzen kann bei der Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in jedem Fall nur als unterstützende Maßnahme angesehen werden.

Um den Schadstoffaustrag aus der Wasser ungesättigten Bodenzone und den weiteren mikrobiellen Schadstoffabbau in der gesättigten Bodenzone beurteilen zu können, ist ein **Grundwassser-Monitoring** unerlässlich. Für die Entnahme von Grundwasserproben liegen langjährige Erfahrungen aus der Altlastenpraxis vor. Bei MKW-, BTEX- und Alkylbenzol-Kontaminationen ist die Anzahl und Lage der Grundwassermessstellen im Abstrom der Schadensquelle, ihr Ausbau und der zeitliche Beprobungsabstand von entscheidender Bedeutung für die Eingrenzung der Schadstofffahne und die Beurteilung der Einflussnahme mikrobiologischer Abbauprozesse auf die Messparameter. Es hat sich gezeigt, dass es zur Beurteilung des biologischen Abbaus unerlässlich ist, die Schwankungen der Grundwasserstände in Verbindung mit der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser zu betrachten. Lösungsprozesse und der Eintrag an Kontaminanten in das

Grundwasser können gegenüber dem biologischen Abbau überwiegen, was eine Einschätzung von Abbauraten bzw. quantitative Aussagen erschwert.

Das am Standort vorherrschende **Klima**, insbesondere die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur, nimmt starken Einfluss auf die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse. Verlässliche Klimadaten sind daher eine wichtige Voraussetzung für die Einordnung der im Boden, in der Bodenluft, im Sickerwasser und im Grundwasser gewonnenen Ergebnisse. Der Betrieb einer eigenen Wetterstation und die Datenauswertung sind für den Routinebetrieb allerdings sehr arbeitsaufwändig. Die Internetseite des Deutschen Wetterdienstes (http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe_tageswerte.htm) bietet die Klimadaten vieler verlässlicher Wetterstationen in Deutschland, so dass in vielen Fällen auf die Daten einer nahe gelegenen und den Standortgegebenheiten entsprechenden Wetterstation zurückgegriffen werden kann.

Im Verlauf des Forschungsprojektes wurde durch die umfangreiche Bodenbeprobung und das vierteljährliche Monitoring der Bodenluft, des Sickerwassers und des Grundwassers eine große Datenmenge aufgenommen. Aus den Untersuchungen der verschiedenen Kompartimente konnten Tendenzen für den mikrobiellen Schadstoffabbau am TL Schäferhof-Süd ermittelt werden. Trotzdem musste von den Forschungsnehmern festgestellt werden, dass für die Feldversuche eine Laufzeit von drei Jahren nicht ausreichend war, um eine abschließende Beurteilung treffen zu können. Nicht zuletzt fehlen für eine qualitative Einschätzung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone weitere Referenzprojekte, die einen Vergleich der Feldergebnisse und eine Diskussion über die ablaufenden Prozesse ermöglichen.

4 Handlungsempfehlungen für das TL Schäferhof-Süd und weiterer Forschungsbedarf

Aus den derzeit vorliegenden Erkenntnissen ergeben sich verschiedene Handlungsoptionen und Konzepte für eine potenzielle zukünftige Nutzung der Liegenschaft beziehungsweise des untersuchten Testfeldes, die hier unabhängig von den Kosten, ihrer Umsetzbarkeit und einem möglicherweise kurzfristigen Nutzungsplan für das TL Schäferhof-Süd vorgestellt werden.

Mit dem Forschungsprojekt wurden umfangreiche Ergebnisse und Erkenntnisse gewonnen, die zum Verständnis der **natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse** am Modellstandort TL Schäferhof-Süd und für vergleichbare Fallsgestaltungen beigetragen haben. Wie bereits dargestellt (vgl. Kap. 3.6) muss unter derzeitigen Bedingungen davon ausgegangen werden, dass die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse am Standort für sich genommen nicht ausreichen, um kurzfristig eine Dekontamination hoch kontaminierter Bodenbereiche wie die der ehemaligen Dieselabfüllstation zu erreichen. In wie fern sich zukünftige Veränderungen im Bodenmilieu (insbesondere eine pH-Erhöhung) so positiv auf den mikrobiellen Schadstoffabbau auswirken, dass der natürliche Abbau und Rückhalt von MKW, BTEX und Alkylbenzolen als eine Handlungsoption zur Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen und damit als Voraussetzung für eine künftige Verwertung des Standortes gesehen werden kann, müsste anhand weiterer Untersuchungen zum Beispiel an den bestehenden Bodenluft- und Grundwasserpegeln abgeschätzt werden.

Sollte auch zukünftig ein regelmäßiges **Grundwassermonitoring** durchgeführt werden, wird empfohlen, die Beprobung auf die neu eingerichteten Grundwassermessstellen MP 1-5 auszuweiten und zusätzliche hydrochemische Parameter, die Hinweise auf mikrobielle Abbauprozesse im Grundwasser liefern können, in den Analysenplan aufzunehmen. An der Messstelle MP 5 hat sich gezeigt, dass neben dem Testfeld weitere Schadensquellen Einfluss auf die Kontamination des Grundwassers am TL Schäferhof-Süd nehmen. Um die von diesen Schadensherden ausgehende Gefährdung des Grundwassers abschätzen zu können, wäre eine weitergehende Prospektion des Geländes erforderlich.

Ein kontrollierter natürlicher Schadstoffabbau und –rückhalt bildet demnach nur dann eine Alternative zu aktiven Sanierungsmaßnahmen, so lange keine Nutzungsänderung des Standortes vorgesehen ist. Als einfachste **ex-situ Sanierungsmaßnahme** käme zunächst das Auskoffern hoch kontaminierter Bodenbereiche, wie stellenweise bereits beim Rückbau der Gebäude und Tankanlagen auf dem Standort geschehen, in Frage. Das Grundwasser im Abstrom der ehemaligen Dieselabfüllstation ist stark mit BTEX und anderen Alkylbenzolen kontaminiert. Durch Entfernen der Schadensquelle in der ungesättigten Bodenzone würde der derzeitige Eintrag in das Grundwasser gestoppt und eine Dekontamination des Grundwassers durch mikrobielle Abbauprozesse erfolgen. Hierzu wäre ein **Bodenaustausch** erforderlich, der die gesamte Fläche des ehemaligen Gebäudeumrisses und der angrenzenden Bereiche bis in eine Aushubtiefe von mindestens 6 m u. GOK umfasst.

Wie in Kap. 3.6 erläutert, ist davon auszugehen, dass am Standort weitere unbekannte Schadensherde vorliegen, die zu einer Grundwasserverunreinigung führen. Punktuelle

Maßnahmen im Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation wären demnach nur im Rahmen eines Sanierungs- und Nutzungskonzeptes für größere Bereiche des Standortes sinnvoll. In Teilbereichen des Standortes mit geringeren Schadstoffkonzentrationen im Boden (vgl. kontaminiertes Vergleichsareal) sind keine aktiven Maßnahmen erforderlich, da mit einem natürlichen Schadstoffabbau gerechnet werden kann.

Als die natürlichen Abbauprozesse unterstützende **in-situ-Maßnahmen** können für die ungesättigte Bodenzone Infiltrations- und Belüftungsverfahren und oberflächennah die Phytoremediation genutzt werden. Bei **Infiltrationsverfahren** werden über Verrieselung, Lanzen und Pegel Additive (Nährstoffe, Co-substrate, Elektronenakzeptoren, Puffersubstanzen) in den Boden eingebracht, die geeignet sind, den biologischen Abbau zu stimulieren oder den Schadstoffabbau limitierende Faktoren aufzuheben (WARRELMANN 2001).

Unter Berücksichtigung der gewonnenen Ergebnisse zum natürlichen Schadstoffabbau am TL Schäferhof-Süd wäre in erster Linie eine Verbesserung der **Nährstoffversorgung** und des pH-Wertes im Boden anzustreben. Die Verteilung von Nährstoffen im Boden stellt aufgrund ihrer hohen Löslichkeit in der Regel kein Problem dar. Vielmehr ist bei Anhebung des C:N:P-Verhältnisses - bis auf den Schadstoffgehalten im Testfeld angemessene Stickstoff- und Phosphorgehalte - darauf zu achten, dass eine schädliche Verunreinigung des abstromigen Grundwassers durch den Austrag nicht vollständig gezehrten Nitrats, Ammoniums oder Phosphats ausgeschlossen wird. Unter Sauerstoffmangel kommt Nitrat neben der Funktion als Nährstoff gleichzeitig die Rolle als alternativer Elektronenakzeptor zu. Im sauerstoffarmen Grundwasser könnte eingetragenes Nitrat demnach auch zum mikrobiellen Schadstoffabbau beitragen. Für die Düngung des Bodens schlägt LFU BADEN WÜRTEMBERG (1991) für oberflächennahe Schadstoffverunreinigungen bis in ca. 2 m u. GOK eine Zugabe von Nährsalzen an der Bodenoberfläche, darunter den Einbau eines Infiltrationssystems vor.

Im Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie wurden mit Bodenproben, die am Rand des Testfeldes entnommen wurden, verschiedene Versuche zur Nährstoff-Optimierung durchgeführt. In Batchtests mit homogenisierten Bodenproben konnte bei Einstellen eines C:N:P-Verhältnisses von 100:5:2 unter aeroben Bedingungen ein bis zu 60 % höherer MKW-Abbau als in der undotierten Kontrollprobe erreicht werden. Auch in Säulenversuchen (Säulenlänge 50 cm, Ø 5 cm) mit homogenisiertem Boden wurde bei Zugabe von Nitrat, Ammonium und Phosphat mit dem Sickerwasser ein deutlich höherer MKW-Abbau im Boden gegenüber der Kontrollprobe festgestellt. Da Nitrat- und Ammonium nicht vollständig gezehrt wurden, wurden allerdings Nitrat (> 50 mg/l) und Ammonium (> 5 mg/l) mit dem Sickerwasser ausgetragen. Technikumsexperimente, bei denen ungestörte Bodenprofile aus 2-3 m u. GOK mit Niederschlagswasser oder einer Nitratlösung berieselt wurden, bestätigen das Problem des potenziellen Stickstoffaustrages. Die Einflussnahme der Nitratzugabe auf den Abbau von MKW in den Bodensäulen (Säulenlänge 100 cm, Ø 10 cm) ist zwar anzunehmen, aber aufgrund der sehr inhomogenen Schadstoffverteilung in dem ein Meter langen Bodenkörper nach bisheriger Auswertung nicht quantifizierbar.

Ein weiterer die natürlichen Abbauprozesse am TL Schäferhof-Süd limitierender Faktor ist der **pH-Wert**. Die Kalkung von Böden ist eine weit verbreitete Maßnahme in der Land- und Forstwirtschaft. Die Wirkung auf den pH-Wert im Boden beschränkt sich jedoch meist auf die oberste Bodenschicht. Die erste Neutralisationsstufe des Calciumkarbonats läuft nur in unmittelbarer Nähe des Kalkkornes ab und wirkt somit nicht in der Tiefe (SCHEFFER 2002).

Gelöstes Hydrogenkarbonat kann mit dem Sickerwasser zwar in tiefere Bodenschichten gelangen, führt im Boden aber nur zu einer pH-Erhöhung bis maximal pH 5. In den vom Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie durchgeführten Technikumsversuchen mit ungestörten Bodensäulen vom TL Schäferhof-Süd bestätigt sich die Problematik einer aktiven pH-Optimierung. Trotz Zugabe von Calciumkarbonat an der Säulenoberfläche und der kontinuierlichen Zugabe einer Calciumhydroxid-Lösung konnte der pH-Wert nur bis in maximal 30 cm Tiefe deutlich angehoben werden. Für die Praxis lässt sich daraus schließen, dass eine Anhebung des pH-Wertes am TL Schäferhof-Süd durch aktive Maßnahmen bis in größeren Bodentiefen nicht umsetzbar wäre.

Bei der Mineralisierung von MKW dominiert der aerobe Abbau mit Sauerstoff als Elektronenakzeptor aufgrund seiner höheren Umsatzrate gegenüber anaeroben Abbauprozessen (GELLER 2001). Die Bodenluftuntersuchungen am TL Schäferhof-Süd gaben Hinweise darauf, dass im Testfeld teilweise anaerobe Bedingungen vorliegen. Belüftungsverfahren (Bioventing), die Zugabe von gelöstem **Sauerstoff** oder so genannten Oxygen Release Compounds (ORC®), die durch Zerfall zu einer Freisetzung von Sauerstoff führen (WARRELMANN 2001), könnten weitere Möglichkeiten der aktiven Stimulation der natürliche Abbauprozesse sein.

Als weitere unterstützende Maßnahme kommt die gezielte Bepflanzung der kontaminierten Flächen am Standort in Frage. Bei der so genannten **Phytoremediation** werden höhere, schnell wachsende Pflanzen (Bäume, Sträucher, Gräser, krautige Pflanzen) zur Dekontamination oberflächennaher Bodenverunreinigungen eingesetzt (WARRELMANN 2001). Bei organischen Schadstoffen steht der Effekt der Rhizosphären-Degradation im Bereich der Wurzelzone für den Schadstoffabbau im Vordergrund. Die mikrobiellen Abbauprozesse werden dabei entweder durch die in den Wurzelexudaten vorhandenen Enzyme oder durch vergesellschaftete Bodenbakterien, Bodenpilze oder Mykorrhiza-Pilze angeregt. Gleichzeitig nehmen Bepflanzungen Einfluss auf den Wasserhaushalt im Boden und damit auf die Schadstoffausbreitung und –verteilung mit dem Sickerwasser. Durch den Anstieg organischer Substanzen im Boden ist zusätzlich von einer verstärkten Sorption der Schadstoffe an Humusbestandteilen auszugehen. Für die leicht flüchtigen Schadstoffe kann durch eine Bepflanzung im Allgemeinen die Verflüchtigung in die Atmosphäre eingeschränkt werden. Es ist anzunehmen, dass dieser positive Effekt gegenüber einer nicht auszuschließenden Emission von leicht flüchtigen Schadstoffen über die Transpirationsprozesse der Pflanze (Phytovolatilisation) überwiegt (vgl. BAEDER-BEDERSKI et al. 1999).

Im Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie hat in Laborversuchen mit kontaminierten Böden der Einsatz mykorrhizierter Kiefern entscheidend zum mikrobiellen Abbau von MKW beigetragen (EGGERSTEDT-LEHMANN 2005). Kiefern bilden neben krautartigen Pflanzen den überwiegenden Bestand an Pionier-Gehölzen am TL Schäferhof-Süd. Da bisher nur geringe Erfahrungen über den Einsatz von Pflanzen zur Dekontamination MKW- und BTEX-belasteter Standorte bestehen, bieten sich die Testflächen des TL Schäferhof-Süd aufgrund der guten Datenlage (Schadstoffverteilung, Bodeneigenschaften, physiko-chemische und biologische Parameter) für zukünftige Forschungsprojekte an.

Die in diesem Forschungsprojekt durchgeführte Literaturrecherche hat aufgezeigt, dass für das Verständnis der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone nach wie vor erheblicher **Forschungsbedarf** besteht. Insbesondere im Feldmaßstab gibt es bislang wenige Referenzprojekte, um die am TL Schäferhof-Süd beobachteten Prozesse und die daraus abgeleiteten Interpretationen abzusichern. Für die gezielte Nutzung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der Sanierungspraxis wäre ihre Beurteilung für weitere Bodentypen und unter anderen Milieubedingungen und hydrogeologischen Bedingungen von großem Interesse.

Am TL Schäferhof-Süd hat sich weiterhin gezeigt, wie wichtig die gleichzeitige Betrachtung aller beteiligten Kompartimente ist, um die in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone ablaufenden Prozesse beurteilen zu können. Bislang findet eine solche übergreifende Betrachtung der ungesättigten und gesättigten Bodenzone wenig Eingang in die Fachdiskussionen über natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Sowohl bei zukünftigen Forschungsprojekten als auch in der Praxis sollte stärker berücksichtigt werden, dass nur die **eng vernetzte Untersuchung der Wasser gesättigten und der Wasser ungesättigten Bodenzone** eine fundierte Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse an einem Standort ermöglicht.

5 Zusammenfassung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes führten von Februar 2001 bis März 2005 das Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT) der Universität Bremen, die Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a.M. und die Firma Umweltschutz Nord in Ganderkesee (bis August 2003) bzw. die Firma alphacon in Ganderkesee (ab August 2003) die zweite Phase des Forschungsprojektes mit dem Arbeitstitel 'Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften' (FKZ 298 76 712 / 02) am Standort Tanklager (TL) Schäferhof-Süd bei Nienburg/ Weser durch.

Zu Beginn der Neunzigerjahre nahmen militärisch genutzte Liegenschaften mit einer Gesamtfläche von etwa 1 Million ha ca. 2,8 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland ein. Seither wurde etwa die Hälfte dieser Flächen freigezogen. Auf dem Gebiet des heutigen Landes Brandenburg (230.000 ha) wurden 1989 etwa 8 % der Fläche militärisch in Anspruch genommen, wovon mittlerweile sogar 87% (200.000 ha, d.h. fast 7 % der Landesfläche) nicht mehr militärischen Zwecken dienen und einer zivilen Folgenutzung zugeführt werden können. Je nach ehemaliger betrieblicher Nutzung liegen auf den Standorten nach wie vor punktuelle oder großflächige, diffuse Kontaminationen vor. Schadstoffverunreinigungen durch Mineralölprodukte (wie z.B. Diesel-Kraftstoffe) kommt dabei wegen ihrer Verbreitung auch auf zivilen Altstandorten eine standortübergreifende Bedeutung zu. Im Hinblick auf eine künftige Verwertung kontaminierter, ehemals militärisch genutzter Liegenschaften und um die potenzielle Gefährdung, die von solchen Altstandorten für die Schutzgüter ausgeht, besser einschätzen zu können, ist es sinnvoll, die Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes auf diesen Liegenschaften auszuloten. Zwar wurden in den letzten Jahren zahlreiche Untersuchungen zu natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen in der gesättigten Bodenzone durchgeführt, die Wirkungsweise dieser Prozesse in der ungesättigten Bodenzone ist bislang jedoch noch wenig erforscht.

Das Ziel des Forschungsprojektes bestand im Nachweis der Schadstoffminderung durch natürlichen Schadstoffabbau in der Wasser ungesättigten Bodenzone anhand der zuvor ausgewählten Schlüsselparameter. Auf der Grundlage der Ergebnisse der Langzeituntersuchungen sollte eine Bewertung dieser Parameter im Hinblick auf ihre Eignung als Indikatoren für mikrobiologische Abbauprozesse vorgenommen werden.

Das Forschungsprojekt wurde in zwei Teilschritte untergliedert. Zum Teilschritt 1 gehörte sowohl die Erstellung eines Kriterien- und Parameterkataloges für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der Wasser ungesättigten Bodenzone auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturrecherche als auch die Ermittlung und Behebung von Kenntnisdefiziten zum ausgewählten Standort und die Auswahl geeigneter Probennahme- und Analysenmethoden. Auf dem Gelände des TL Schäferhof-Süd wurden ein geeignetes Testfeld, ein gering kontaminiertes und ein unkontaminiertes Vergleichsareals identifiziert. Der **Kriterien- und Parameterkatalog** zur Beurteilung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone umfasste eine Bewertung von insgesamt 40 ausgewählten Parametern (Kontaminanten, hydrogeologische Parameter, Bodenparameter, physiko-chemische und biologische Parameter) im Hinblick auf ihre grundlegenden

Funktionen und ihre Auswirkungen auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Aus dem Bewertungskatalog wurden unter Berücksichtigung standortspezifischer Kriterien die für das Untersuchungsgebiet TL Schäferhof-Süd relevanten Parameter (Schlüsselparameter) ausgewählt und detaillierte Probennahme- und Analysenpläne für die Kompartimente Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser zusammengestellt. Teilschritt 2 umfasste die praktische Durchführung der Untersuchungen sowie die Auswertung und Interpretation der Daten.

Auf dem seit 1976 ungenutzten **Standort TL Schäferhof-Süd** wurden der Bereich einer rückgebauten Dieselabfüllstation mit Lagerschuppen als Testfeld sowie nördlich angrenzend ein kontaminiertes Vergleichsareal und ca. 60 m nordwestlich des Testfeldes ein unkontaminiertes Vergleichsareal identifiziert.

Die Entnahme der **Bodenproben** erfolgte in zwei Feldkampagnen, einer Startbeprobung zwischen November 2001 und Januar 2002 und einer Endbeprobung im Oktober 2004. Im Testfeld wurden acht Bohrareale, in den Vergleichsarealen jeweils ein Bohrareal mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt. Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen (Linerbohrung, DN 100) bis zu einer Tiefe von 6 m u. GOK (in einigen Fällen bis 8 m u. GOK) abgeteuft. Die Auswahl der angewendeten Analysenmethoden orientierte sich an den in der BBodSchV (1999) und von der BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001 a) aufgeführten sowie in LABO (2002, bei der Startbeprobung LABO 2000-10) vorgeschlagenen Normen. Zur **Qualitätssicherung** wurden interne und externe Vergleichsanalysen durchgeführt sowie die Eignung der Probennahmemethoden für Bodenproben mit leicht flüchtigen organischen Schadstoffen in einem gesonderten Versuch nachgewiesen. Die Entnahme von Intervallproben über die gesamte Länge eines Bohrkerns (in der Regel 1 m) führte zu repräsentativen Ergebnissen der BTEX-Gehalte im Bodenprofil, wohingegen Einzelproben mit stark variierenden Schadstoffkonzentrationen sich als weniger aussagekräftig für einen Bohrkern erwiesen.

Die **Bodenprofile** im Testfeld und in den Vergleichsarealen waren überwiegend durch Fein-, Mittel- und Grobsande in unterschiedlicher Verteilung mit teilweise feinkiesigen und schluffigen Anteilen charakterisiert (Korndurchmesser 0,06-2 mm). Der Porenanteil variierte im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal zwischen 27 Vol.% und 33 Vol.%. Der anhand der Korngrößenanalyse abgeschätzte Durchlässigkeitsbeiwert lag in der Größenordnung k_f = ~10^{-4} m/s. Der aus dem Gebäuderückbau resultierende Auffüllungskörper über den quartären Sanden erreichte im Testfeld und im nördlich angrenzenden Vergleichsareal eine Mächtigkeit von 0,3 -1,2 m, im unkontaminierten Vergleichsareal von 2-4 m.

Im Testfeld wurde eine horizontal und vertikal stark inhomogene **Schadstoffverteilung** im Boden nachgewiesen. Über das gesamte Bodenprofil sind hohe Schadstoffkonzentrationen (MKW, BTEX, Alkylbenzole) mit einem Maximum im Kapillarsaum bzw. der gesättigten Bodenzone (4-6 m Tiefe) verbreitet. Unterhalb von 6 m u. GOK liegen geringere Schadstoffkonzentrationen vor. Der Grundwasserstand zum Zeitpunkt der Start- und Abschlussbeprobung lag bei ca. 5 m u. GOK. Lateral ist der südliche Bereich der ehemaligen Dieselabfüllstation am stärksten kontaminiert.

Bei der Startbeprobung 2001 wurden im Testfeld in der Wasser ungesättigten Bodenzone **MKW**-Gehalte zwischen Werten kleiner 100 mg/kg und maximal 10.000 mg/kg, **BTEX**-

Gehalte von kleiner 100 µg/kg bis maximal 41.000 µg/kg und **Alkylbenzol-**Gehalte bis maximal 76.000 µg/kg analysiert. Bei der Abschlussbeprobung 2004 waren die MKW-Gehalte unverändert hoch, die BTEX- und Alkylbenzolgehalte erreichten noch maximal 14.000 µg/kg bzw. 53.000 µg/kg. Das kontaminierte Vergleichsareal wies bei der Startbeprobung MKW-Gehalte in der ungesättigten Bodenzone von < 100 bis 380 mg/kg und bis zu 4.600 mg/kg im Kapillarsaum auf. Bei der Abschlussbeprobung konnten in der ungesättigten Bodenzone keine MKW mehr nachgewiesen werden, im Kapillarsaum hingegen 3.000 bis 8.300 mg/kg. Im unkontaminierten Vergleichsareal wurden in der ungesättigten Bodenzone in einzelnen Proben geringe MKW-Gehalte (190-240 mg/kg) gemessen, im Kapillarsaum lagen 160-1.200 mg/kg vor. In beiden Vergleichsarealen wurden BTEX (bis 52.000 µg/kg) und Alkylbenzole (bis 65.000 µg/kg) ausschließlich in der gesättigten Bodenzone festgestellt. BTEX und Alkylbenzole werden aufgrund ihrer höheren Löslichkeit und verstärkten Ausgasung relativ schnell im Bodenprofil verlagert. Gleichzeitig weisen sie durch ihre Löslichkeit aber eine höhere Bioverfügbarkeit im Abbauprozess auf.

Eine Abnahme der Schadstoffkonzentrationen innerhalb eines Bohrareals lässt sich statistisch nur dann eindeutig nachweisen, wenn sich die **Schadstoffminderung** von der inhomogenen Verteilung der Kontaminanten im Boden unterscheidet. In der dreijährigen Projektlaufzeit ist es im Testfeld in der ungesättigten Bodenzone partiell zu einer Schadstoffabnahme insbesondere der leicht flüchtigen Verbindungen gekommen. Im Kapillarsaum hingegen sind die Schadstoffkonzentrationen unverändert hoch. Aufgrund der inhomogenen Verteilung der Kontaminanten im Boden wurde die Schadstoffminderung nicht über die gesamte Fläche des Testfeldes nachgewiesen. Der mikrobielle Abbau von BTEX, Alkylbenzolen und kurzkettigen n-Alkanen (bis C_{10}) im Boden wird aber durch die Bodenluftdaten belegt. Für einige ausgewählte Bohrareale wurden anhand der Bodendaten Abbauraten berechnet, die in der ungesättigten Bodenzone bei 0,01-1,2 $mg*kg^{-1}*d^{-1}$ MKW, 1-17 $\mu g*kg^{-1}*d^{-1}$ BTEX und 5-33 $\mu g*kg^{-1}*d^{-1}$ Alkylbenzole betrugen. In den deutlich geringer belasteten Böden des kontaminierten Vergleichsareals verringerten sich die Schadstoffe bis unter die Bestimmungsgrenze.

In einem **MKW-Screening** wurden im Testfeld zu beiden Beprobungsterminen in der ungesättigten Bodenzone (0-4 m) n-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis maximal C_{26} und iso-Alkane mit Kettenlängen von C_{10} bis C_{12}, C_{15} (Norpristan und Pristan) und C_{16} (Phytan) detektiert. Das Spektrum der nachgewiesenen MKW-Verbindungen entspricht in der Verteilung einem verwitterten Diesel-Schaden. Im kontaminierten Vergleichsareal waren n-Alkane mit Kettenlängen von C_{12} bis C_{13} sowie iso-Alkane von C_{10} bis C_{12} und C_{15} (Pristan) vorhanden. In den Bodenproben des Kapillarsaums bzw. der gesättigten Bodenzone (4-6 m) konnten keine n-Alkane sondern lediglich iso-Alkane mit einer Kettenlänge von C_{10} bis C_{12}, C_{15} und C_{16} identifiziert werden. Dieser Befund legt einen selektiven Abbau von n-Alkanen unter den anaeroben Bedingungen des hoch kontaminierten Kapillarsaumes und der darunter liegenden Bodenzone nahe.

An jeweils einem Bohrpunkt im Testfeld und in den Vergleichsarealen wurden neben den Schadstoffen andere **physiko-chemische** und **biologische Parameter** bestimmt. Das aufgenommene Bodenprofil und die analytischen Untersuchungen des unkontaminierten Vergleichsareals haben gezeigt, dass es zwar den gesetzten Anforderungen bezüglich der Schadstoffkonzentrationen genügte, dass eine Vergleichbarkeit insbesondere der Boden-parameter und physiko-chemischen Parameter mit dem Testfeld und dem kontaminierten

Vergleichsareal aufgrund des Auffüllungskörpers im Bereich des Bohrareals (bis in 4 m u. GOK) aber nicht gegeben war.

Die ermittelten **TOC-Gehalte** resultieren oberflächennah vor allem aus den humosen Anteilen im Oberboden, in größeren Tiefen dagegen korrelieren die Ergebnisse mit den unterschiedlichen Schadstoffgehalten. Die **Nährstoffgehalte** sind ebenfalls an die oberste Bodenschicht gebunden. Ab 1 m Tiefe sind Gesamtstickstoff und Phosphat fast vollständig gezehrt. Der **pH-Wert** stellt einen wichtigen Indikator für die Milieubedingungen im Boden und damit für die mikrobielle Stoffwechselaktivität und den Abbau von Kohlenwasserstoffen dar. Im Testfeld lag der pH-Wert bei der Startbeprobung (2001) zwischen 4,5 und 5,4 und bei der Abschlussbeprobung (2004) zwischen 4,9 und 5,7. Im kontaminierten Vergleichsareal lag er 2001 zwischen 4,9 und 5,6 und 2004 zwischen 5,6 und 6,9. Die **Eisengehalte** im Boden betrugen 1.300 bis 3.500 mg/kg.

Die mikrobielle Biomasse (Nachweis der **Bodenatmung)** stellt aufgrund des direkten Zusammenhangs mit biologischen Abbauprozessen einen wichtigen biologischen Parameter dar. Insgesamt wurden im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal geringe basale Bodenatmungsraten (<100 mg CO_2/24h kg TS) gemessen. Während sich die Bodenatmungsraten im Testfeld im Untersuchungszeitraum kaum verändert haben, sind sie im kontaminierten Vergleichsareal um das zwei- bis dreifache gestiegen. Die **Dehydrogenase-Aktivität** gilt ebenfalls als Maß für die mikrobielle Aktivität eines Bodens. Die im Forschungsprojekt gewonnenen Ergebnisse lassen jedoch diesbezüglich keine Schlussfolgerungen zu, da die Werte bei der Abschlussbeprobung unter der Bestimmungsgrenze lagen. Die **potenzielle Nitrifikation** stellt einen schadstoffsensitiven Indikator dar, war allerdings im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal nicht nachweisbar.

Zwischen Januar 2002 und September 2004 wurde auf dem TL Schäferhof-Süd ein Monitoring der Bodenluft, des Sickerwassers und des Grundwassers durchgeführt. Für die Entnahme von **Bodenluftproben** wurden im Testfeld, im kontaminierten Vergleichsareal und im unkontaminierten Vergleichsareal drei stationäre Entnahmestellen mit ausgebautem Pegel in 3,5-4 m u. GOK errichtet und im Abstand von drei Monaten die Bodenluftzusammensetzung (Sauerstoff, Kohlendioxid, Methan, organischer Gesamtkohlenstoff) und die Schadstoffgehalte (n-Alkane, BTEX, andere Aromaten) bestimmt. Die aufgenommenen Daten spiegeln die Schadstoffverteilung und die mikrobiellen Abbauprozesse im Boden wider. Im Testfeld ist die hohe **Kohlendioxidproduktion** in der Bodenluft (8-19 Vol.%) bei gleichzeitiger fast vollständiger **Sauerstoffzehrung** (< 0,1 bis 3,9 Vol.%) ein eindeutiger Anzeiger für die mikrobielle Aktivität. Im kontaminierten Vergleichsareal lagen die Sauerstoffgehalte (0,2 bis 6,5 Vol.%) über und die Kohlendioxidgehalte unter den Werten des Testfeldes (6,6 bis 16,5 Vol.%). Für das unkontaminierte Vergleichsareal ergaben sich nahezu spiegelbildliche Sauerstoff- (12,8-18,4 Vol.%) und Kohlendioxidgehalte (2,3-6,2 Vol.%) in der Bodenluft. Die gemessenen Kohlenwasserstoffe in der Bodenluft korrelieren mit den Schadstoffgehalten an den Pegelausbaupunkten.

Veränderungen des Bodenmilieus wie zum Beispiel Schwankungen der Bodentemperatur oder der Bodenfeuchte wirken sich auf die mikrobielle Aktivität und die Freisetzung der Schadstoffe aus. Diese hier als **Jahreszeiteneffekt** benannte Einflussgröße spielt vor allem

in stärker kontaminierten Böden eine wichtige Rolle. Für das Testfeld zeigen die Bodenluftdaten erhöhte Abbauraten in den Sommermonaten, mit daraus resultierenden geringeren Sauerstoff- und erhöhten Kohlendioxidgehalten sowie einem hohen organischen Gesamtkohlenstoffgehalt aus den flüchtigen Abbauprodukten. Anhand der Vergleichsareale wird deutlich, dass je geringer die Schadstoffgehalte im Boden sind, desto weniger sich die jahreszeitlichen Effekte auf die Bodenluftzusammensetzung auswirken.

Um die potenzielle **Varianz der Messparameter** innerhalb eines Monitoring-Intervalls durch äußere Einflussfaktoren, wie zum Beispiel Temperatur und Bodenfeuchte, zu ermitteln, wurde von Mai bis Oktober 2003 zweiwöchentlich eine Bodenluftmessung durchgeführt. Danach lässt sich folgern, dass Bodenluftmessungen im Abstand von drei Monaten trotz des weiten zeitlichen Beprobungsabstandes geeignet sind, um Trends im Hinblick auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse erkennen zu lassen. Ein größerer Beprobungsabstand hingegen würde zu deutlichen Lücken führen.

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurde im Testfeld eine Abnahme der Schadstoffgehalte in der Bodenluft bei fast vollständiger Sauerstoffzehrung festgestellt. Aufgrund des noch vorhandenen Schadstoffreservoirs im Boden wurde kontinuierlich Sauerstoff als Elektronenakzeptor für den **mikrobiellen Abbau** verbraucht. Im kontaminierten Vergleichsareal dagegen wurde eine Abnahme der Schadstoffgehalte bei gleichzeitiger Sauerstoffzunahme gemessen. Aufgrund der zurückgehenden Schadstoffmengen nimmt hier die Sauerstoffzehrung langsam ab. Der Sauerstoffverbrauch und die Kohlendioxidproduktion sind zusammen mit den Schadstoffkonzentrationen als Indikatoren für mikrobielle Abbauprozesse geeignet. Eine alleinige Messung der Bodenatmung oder der Schadstoffkonzentrationen ist hingegen nicht ausreichend, um die ablaufenden Prozesse korrekt zu erfassen. Das unkontaminierte Vergleichsareal hat verdeutlicht, dass ohne den Einfluss mikrobieller Abbauprozesse über den Zeitraum von drei Jahren relativ konstante Sauerstoff- und Kohlendioxidgehalte vorliegen.

Aus den Schadstoffgehalten in der Bodenluft wurden über den Luft-Wasser-Verteilungskoeffizienten (Henry-Konstante) die potenziellen Konzentrationen im Sickerwasser berechnet. Die berechneten BTEX-Konzentrationen entsprechen in der Größenordnung den Ergebnissen der Grundwasseruntersuchungen an der Testfeldmessstelle.

Zur Erfassung der Schadstoffkonzentrationen im **Sickerwasser** wurden im Testfeld zwei Sickerwassermessstellen und in den Vergleichsarealen jeweils eine Messstelle eingerichtet. Insgesamt sieben Edelstahlsaugkerzen wurden in 2 bzw. 3,5 m Tiefe eingebaut und für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 bzw. 350 hPa angelegt. Nach einem Zeitraum von vier Wochen wurden die Sickerwasserproben entnommen und schließlich als Mischprobe eines Probennahme-Intervalls von drei Monaten auf die Schadstoffkonzentrationen und verschiedene hydrochemische Parameter untersucht. Die Probengewinnung und Analytik war aufgrund geringer Sickerwassermengen und durch Messstellenausfall aufgrund kontinuierlicher Verockerung stark eingeschränkt.

Zur **Qualitätssicherung** bei der Probennahme wurden zwei zusätzliche Versuche durchgeführt. Infolge von Verflüchtigung durch den angelegten Unterdruck und bei der Probennahme

sowie infolge mikrobieller Abbauprozesse während der Standzeiten kam es erwartungsgemäß zu erheblichen Minderbefunden bei den leicht flüchtigen Schadstoffen. Die Wiederfindungsrate eines eingesetzten internen Toluol-Standards lag bereits nach einem Tag unter 10 %. Die hydrochemischen Parameter Nitrat, Sulfat, pH-Wert und Säurekapazität wurden ebenfalls durch die Standzeit in den Sammelflaschen beeinflusst und ließen damit nur wenige Rückschlüsse auf die originären Milieubedingungen zu.

Trotz der Einschränkungen in der Datenqualität konnten Messwertunterschiede zwischen Testfeld und kontaminiertem Vergleichsareal beobachtet werden, die sich auf die Höhe der Schadstoffkonzentrationen im Boden zurückführen lassen. Im unkontaminierten Vergleichsareal nahm die Bodenauffüllung entscheidenden Einfluss auf die Messdaten. Die **Nitrat-** und **Sulfatgehalte** im Sickerwasser standen offensichtlich in Zusammenhang mit deren Verbrauch als alternative Elektronenakzeptoren beim mikrobiellen Abbau der Kohlenwasserstoffe. Während im kontaminierten Vergleichsareal wegen der geringen Schadstoffkonzentrationen in 2 m Tiefe keine bzw. keine vollständige Nitratzehrung erfolgte, reichten im Testfeld die Schadstoffkonzentrationen in dieser Tiefe aus, um Nitrat bis auf Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze zu zehren. Ebenso konnte eine Abnahme der Sulfatgehalte mit zunehmenden Schadstoffkonzentrationen beobachtet werden. Durch die Ausgasung von Kohlendioxid während der Verweilzeit des Sickerwassers in den Sammelflaschen lagen die gemessenen **pH-Werte** und **Hydrogenkarbonatgehalte** über den im Bodeneluat bestimmten Werten.

Trotz dieser Befunde erbrachte das Sickerwasser-Monitoring am TL Schäferhof-Süd keine ausreichende Datenlage für die Beurteilung der natürlichen Abbauprozesse. Für die Abschätzung der Schadstoffgehalte im Sickerwasser bietet sich an, auf die Analysenergebnisse der Bodeneluate, der Bodenluftmessung und auf die Schadstoffgehalte im Grundwasser zurückzugreifen.

Das **Grundwassermonitoring** wurde an insgesamt neun Grundwassermessstellen auf dem TL Schäferhof-Süd durchgeführt. Vier der Messstellen wurden schon 1999 eingerichtet und sind von 4 m u. GOK bis max. 12 m u. GOK durchgehend verfiltert. Die anderen fünf Messstellen bilden jeweils eine Zweier-Messstellengruppe, bei der eine flach verfilterte GWM (4-7 m u. GOK) und eine tief verfilterte GWM (7-10 m u.GOK) nebeneinander in getrennten Bohrungen abgeteuft wurden. Diese Messstellen wurden Ende 2001 eingerichtet und ab Januar 2002 in das vierteljährliche Monitoringprogramm, welches Abstichmessungen, Bestimmung der **physiko-chemische Parameter**, der **hydrochemischen Hauptinhaltsstoffe** und der **Schadstoffgehalte** sowie deren **Abbauprodukte** des Grundwassers beinhaltete, aufgenommen.

In der Auswertung und Interpretation wurden hauptsächlich die erhaltenen Daten der Messstellengruppen verwendet, da die Untersuchungen an den durchgehend verfilterten GWM im Dezember 2002 beendet wurden. Die Messstellengruppen sind so über das untersuchte Gelände in Form einer Transekte verteilt, dass Anstrom, Haupteintragsherd (Testfeld) und Abstrom in Grundwasserfließrichtung erfasst werden. Das untersuchte Schadstoffspektrum umfasste MKW und BTEX, wobei MKW in allen Messstellen während des Beobachtungs-

zeitraumes nur in vernachlässigbaren Konzentrationen oder unterhalb der Bestimmungsgrenze vorlag. Daher konzentrierten sich die Auswertungen auf die BTEX-Gehalte.

Die GWM im Anstrom war über den gesamten Monitoringzeitraum schadstofffrei und fungierte als Referenz für die anderen Messstellengruppen. Räumlich ist in den oberen Schichten des Grundwassers in Fließrichtung ein BTEX-Anstieg zu beobachten. In den tief verfilterten Messstellen wurden, mit Ausnahme der Messstelle MP 5 im Abstrom, keine Schadstoffe nachgewiesen. Die höchsten BTEX-Konzentrationen wurden an der GWM MP 5-flach mit 6.900 µg/l gemessen. Die Konzentrationsprofile zeigen an, dass mit dem bestehenden Messstellenaufbau die Abstromfahne nur zu einem Teil erfasst wird und weitere Eintragsquellen für BTEX auf dem Gelände vorliegen müssen, was den Konzentrationsanstieg in Fließrichtung erklärt. Die Auswertung von BTEX-Aromatenspektren an den einzelnen Messpunkten zeigt unterschiedliche Muster in den Konzentrationen der einzelnen Komponenten an. Die als leichter abbaubar bekannten Substanzen Benzol, Toluol und o-Xylol sind im weiter entfernten Abstrom des Testfeldes stärker vertreten als im mittleren Bereich des Untersuchungsgebietes. An dieser Stelle dominieren Substanzen wie Ethylbenzol und m/p-Xylol, welche als schwerer abbaubar gelten. Dies lässt vermuten, dass auf dem TL Schäferhof-Süd im Bereich 'kartierte Ölschäden' mindestens eine jüngere Kontamination zusätzlich zum Haupteintragsherd im Testfeld vorliegt.

Im Untersuchungszeitraum traten starke **Grundwasserschwankungen** von bis zu 1,7 m auf, welche erheblichen Einfluss auf die Schadstoffgehalte im Grundwasser nehmen. Die Ganglinien des Grundwasserstandes und der BTEX-Konzentrationen zeigen über das Untersuchungsgelände einen unterschiedlichen Kurvenverlauf. An der Messstelle im Schadenszentrum verhalten sich die BTEX-Gehalte im Grundwasser gegenläufig zum Grundwasserstand; das heißt bei steigendem Grundwasserstand sinken die BTEX-Gehalte, während sie bei sinkendem Grundwasserstand wieder ansteigen. Ergebnisse aus der Bodenanalytik haben gezeigt, dass das Maximum der Bodenkontamination im Kapillarsaum liegt. Bei niedrigen Grundwasserständen befindet sich die hohe Bodenkontamination gerade noch im gesättigten Bereich, während bei hohen Grundwasserständen auch der darüber liegende geringer kontaminierte Bereich von Grundwasser durchströmt wird. Bei hohen Grundwasserständen werden folglich die aus der Bodenkontamination in Lösung gegangenen Schadstoffe (BTEX) stärker verdünnt als dies bei niedrigen Grundwasserständen möglich ist. Der gegensinnige Verlauf von Grundwasserstand und Schadstoffkonzentration im Schadenszentrum bleibt allerdings in der Abstromfahne nicht erhalten. In etwa 70 m Entfernung vom Schadenszentrum ist bereits eine gleichsinnige zeitliche Varianz der Schadstoffkonzentration und des Grundwasserstandes erkennbar. Eine mögliche Erklärung für diesen Befund besteht darin, dass sich im Schadenszentrum bei niedrigen Grundwasserständen Schadstoffmaxima ausbilden, die sich dann in Richtung Vorfluter (Weser) ausbreiten. Die Amplitude dieser Maxima schwächt sich durch Dispersion und biologischen Abbau der Aromaten allerdings ab.

Redoxsensitive Parameter wie Eisen(II), Sauerstoff, Sulfat und Nitrat fungieren als Indikatoren für biologische Abbauvorgänge im Grundwasser. Die Anreicherung von Eisen(II) in Fließrichtung korreliert mit den steigenden Substratgehalten. Gleichzeitig ist in allen kontaminierten Messstellen eine starke Sauerstoff- und Nitratzehrung zu beobachten. Auch die intensive Sulfatreduktion lässt die Wirksamkeit von biologischen Abbauprozessen erkennen, wenn auch nicht mit so deutlichem Trend. Mit Konzentrationen von 5.543 µg/l und 8.571 µg/l

(Mittelwerte) im Abstrom weisen die Methangehalte auf mikrobiellen Aromatenabbau primär unter **anaeroben Milieubedingungen** hin.

Anhand von alkylierten Benzoesäuren lässt sich deutlich ein **biologischer Abbau** im Grundwasser nachweisen. Die Messstellen im Anstrom und in den tiefen Bereichen des Grundwasserleiters zeigen nur geringe Gehalte an Abbauprodukten, welche natürliche Hintergrundkonzentrationen darstellen. Jedoch in den flachen Bereichen treten besonders im Bereich des Testfeldes und im nahen Abstrombereich erhöhte Konzentrationen auf, welche mit den erhöhten Substratgehalten korrelieren. Metabolite konnten im gesamten Monitoringzeitraum in den kontaminierten GWM nachgewiesen werden.

Bedingt durch die Problematik, dass auf dem TL Schäferhof-Süd Schadstoffquellen vorliegen, welche nicht hinreichend bekannt sind, und dass mit dem bestehenden Messstellennetz die Abstromfahne nicht vollständig erfasst werden kann, ist eine Bilanz der Abbauraten im Grundwasser nicht möglich.

Zur Erfassung der **Klimasituation** am TL Schäferhof-Süd wurden eine Wetterstation mit Datenerfassungsanlage installiert und stündlich Messdaten der Niederschlagsmenge, des Luftdrucks, der Luftfeuchtigkeit, der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung aufgezeichnet. Zur Bestimmung der Bodentemperatur wurden im unkontaminierten Vergleichsareal vier Messfühler in verschiedenen Tiefen (0,5 m, 1,5 m, 2,5 m, 3,5 m) eingesetzt und eine tägliche Temperaturmessung eingestellt.

Über den Messzeitraum zeigten sich starke Klimaschwankungen und extrem unterschiedliche **Jahresniederschlagsmengen**. Die Jahresniederschlagsmenge im Jahr 2003 lag mit 498 mm mehr als ein Drittel unter der der Jahre 2002 (798 mm) und 2004 (772 mm). In Abhängigkeit von den Niederschlägen und der anfallenden Sickerwassermenge variierte somit die Bodenfeuchte, die Einfluss auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen nimmt. Die **Lufttemperatur** unterlag den für diese Breitengrade üblichen jahreszeitlichen und tageszeitlichen Schwankungen. Die **Bodentemperatur** in 0,5 m Tiefe ist stark durch die Lufttemperatur beeinflusst und reichte seit Messbeginn von 2°C bis maximal 23°. In der tiefsten Messstelle in 3,5 m u. GOK spielte vor allem der Einfluss der Grundwassertemperatur und der Wärmespeicherung im Boden eine Rolle (7-18 °C). Die Temperaturmessung der beiden dazwischen liegenden Sonden in 1,5 m und 2,5 m Bodentiefe wurde anteilig von den genannten Effekten bestimmt. Nach den Ergebnissen der Bodenluftmessungen tragen hohe Lufttemperaturen während der Sommermonate maßgeblich zu höheren mikrobiellen Abbauraten bei.

Die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur waren die prioritären Parameter unter den Klimafaktoren. Verlässliche Klimadaten sind eine wichtige Voraussetzung für die Einordnung der im Boden, in der Bodenluft, im Sickerwasser und im Grundwasser gewonnenen Ergebnisse. Der Betrieb einer eigenen Wetterstation und die Datenauswertung sind für den Routinebetrieb allerdings sehr arbeitsaufwändig.

Aus den Ergebnissen des Forschungsprojektes kann die **Schlussfolgerung** gezogen werden, dass der Schadstoffverteilung, dem Bodenmilieu und der Sickerwassermenge für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone eine Schlüsselfunktion zukommen. Für die Mineralölkohlenwasserstoffe konnte anhand der Bodendaten statistisch keine Schadstoffminderung belegt werden, da die Spannbreite der Schadstoffkonzentrationen innerhalb eines Bohrareals größer war als die Schadstoffminderung durch mikrobiellen Abbau, Verflüchtigung oder Auswaschung. Durch die ermittelten Bodenluftdaten konnte trotzdem belegt werden, dass über den gesamten Zeitraum des Forschungsprojektes mikrobielle Abbauprozesse stattgefunden haben.

Die umfangreichen Untersuchungen der verschiedenen bodenphysikalischen, physiko-chemischen und biologischen Parameter zeigen, dass der am Standort vorliegende Sandboden aufgrund seiner Nährstoffarmut und seines niedrigen pH-Wertes eine geringe mikrobielle Aktivität (Bodenatmung) und damit nur ein geringes natürliches Abbaupotenzial aufweist. Durch eine weitere Verschiebung des pH-Wertes ins neutrale Milieu, wie sie während der Projektlaufzeit beobachtet wurde, wäre eine der Voraussetzungen für einen zukünftig verstärkten mikrobiellen Schadstoffabbau im Testfeld gegeben. Da das natürliche Nährstoffreservoir am TL Schäferhof-Süd allerdings stark limitiert ist, kann eine Veränderung der Nährstoffsituation lediglich durch Zugabe entsprechender Additive erreicht werden.

Neben dem Nachweis der natürlichen Schadstoffminderung am TL Schäferhof-Süd bestand eine weitere Aufgabenstellung des Forschungsprojektes, die ausgewählten Kriterien und Parameter sowie die Methoden der Probennahme und Analytik auf ihre **Eignung** zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone zu prüfen. **Untersuchungen des Bodens** im Hinblick auf Schadstoffgehalte und deren räumlichen Verteilung sowie einige physiko-chemische Parameter bilden die Basis für die Einschätzung des natürlichen Abbau- und Rückhaltepotenzials in der ungesättigten Bodenzone eines Standortes. Ein **Bodenluft-Monitoring** bietet die Möglichkeit, unabhängig von der Entnahme von Bodenproben zu einer zwischenzeitlichen Einschätzung der mikrobiellen Abbauprozesse zu gelangen. Die regelmäßige Vor-Ort-Messung der Bodenluftzusammensetzung und die Schadstoffanalytik bilden zusammen gemessen wichtige Indikatoren für die Beurteilung des natürlichen Abbaus. Die **Sickerwasser-beprobung** mittels Saugkerzen kann bei der Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse nur als unterstützende Maßnahme angesehen werden. Um den Schadstoffaustrag aus dem Boden und den weiteren mikrobiellen Schadstoffabbau in der gesättigten Bodenzone beurteilen zu können, ist ein **Grundwassser-Monitoring** unerlässlich. Das am Standort vorherrschende **Klima**, insbesondere die Niederschlags-menge und die Lufttemperatur, nimmt starken Einfluss auf die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse. Neben dem Betrieb einer eigenen Wetterstation kann auf die Klimadaten vergleichbarer Standorte zurückgegriffen werden.

Aus dem Forschungsprojekt ergeben sich verschiedene **Handlungsoptionen** und Konzepte für eine potenzielle zukünftige Nutzung der Liegenschaft. Unter derzeitigen Bedingungen muss davon ausgegangen werden, dass die natürlichen Schadstofminderungsprozesse am TL Schäferhof-Süd nicht ausreichen, um kurzfristig eine Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen und eine Dekontamination des Untergrundes, insbesondere in den hoch belasteten Bereichen, zu erreichen. Als unterstützende Maßnahmen bieten sich die ober-flächennahe Applikation, gegebenenfalls auch die Infiltration von **Nährstoffen** (Stickstoff,

Phosphat) zur Aufhebung des Nährstoffdefizites am Standort an. Eine Anhebung der Sauerstoffgehalte im Testfeld könnte mittels Belüftungsverfahren oder durch oberflächennahe Zugabe von gelöstem **Sauerstoff** erreicht werden.

Als weitere unterstützende Maßnahme kommt die gezielte Bepflanzung der kontaminierten Flächen am Standort in Frage, um das Remediationspotenzial der pflanzlichen Rhizosphäre zu nutzen. Da bisher nur wenig Erfahrungen zum **Einsatz von Pflanzen** zur Dekontamination MKW- und BTEX-belasteter Standorte bestehen, bieten sich die im Forschungsprojekt untersuchten Testflächen des TL Schäferhof-Süds aufgrund der guten Datenlage (Schadstoffverteilung, Bodeneigenschaften, physiko-chemische und biologische Parameter) für zukünftige Forschungsprojekte an.

Die Erkenntnisse dieses Forschungsprojektes sollen in eine '**Handlungsempfehlung** zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone' des Umweltbundesamtes einfließen. Nach wie vor besteht jedoch erheblicher **Forschungsbedarf**, um die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone besser einschätzen zu können. Insbesondere im Feldmaßstab gibt es bislang wenige Referenzprojekte, die eine Beurteilung der Abbau- und Rückhalteprozesse für andere Bodentypen, Milieubedingungen und hydrogeologische Bedingungen ermöglichen.

5 Summary

The second phase of the R&D-project 'Long-term Investigations of Natural Degradation and Sorption Processes of Selected Contaminants at Contaminated Military Sites' (FKZ 298 76 712 / 02) was carried out from February 2001 to March 2005 on behalf of the *Umweltbundesamt*. The potential and limitations of 'Natural Attenuation' (NA) in the vadose zone as a remediation strategy were investigated by the Center for Environmental Research and Technology (UFT)/ University of Bremen in cooperation with the Department of Mineralogy/ J.-W. Goethe University Frankfurt, *Umweltschutz Nord*/ Ganderkesee (until august 2003) and alphacon/ Ganderkesee (by august 2003) at the former underground storage tank site (UST) Schäferhof-Süd near Nienburg/Weser.

At the beginnings of the nineties, **military sites** covered 2,8 % (about 1 million ha) of the territory of the Federal Republic of Germany. Depending on the former use of the military sites, they show selective or wide diffuse contaminations. Contaminations of petroleum hydrocarbons (e.g. diesel fuels) also play an important role for civil sites showing similar contamination patterns. With respect to the potential risk of these contaminated sites it is reasonable to investigate the potential and limitations of natural degradation and sorption as a remediation strategy. In recent years numerous studies on natural attenuation in the saturated zone were carried out. But little is known about the effectiveness of degradation and sorption processes in the unsaturated zone.

Due to lacking standard field scale methods or monitoring programmes for NA-processes in the unsaturated soil zone, the first step of the project was an extensive screening of literature to identify criteria and parameters for the detection of natural degradation and sorption

processes of petroleum hydrocarbons. Detailed information on the specifics of the site, on sampling methods and on analyzing methods were collected. An appropriate test plot, a lower contaminated area and an uncontaminated area were identified on the model site, Schäferhof-Süd. The ascertained **criteria and indicators for biodegradation** processes comprised 40 different parameters (contaminants, hydrogeological parameters, soil parameters, physico-chemical parameters and biological parameters). The parameters were evaluated for their basic functions and their effects on natural degradation and sorption processes. Considering specific properties of the model site, key parameters were selected for monitoring the compartments soil, soil air, seepage water and groundwater. In step two, an investigation programme was realized at the model site and the evaluated data were analysed and interpreted.

The area of a former filling station and a storehouse of diesel fuels, unused since 1976, was selected as an appropriate test plot at the **UST Schäferhof-Süd**. A lower contaminated area north of the test plot and an uncontaminated area about 60 m north-west of the test plot served as reference plots.

The investigation programme comprised two series of drillings, an initial series between November 2001 and January 2002 and a final series in October 2004. **Soil samples** were taken in eight drilling areas at the test plot and one drilling area at each reference plot. Two opposite drillings (liner, DN 100) per drilling area (diameter 1 m) were sunk to a depth of 6 m (in some cases up to 8 m). Basic requirements on sampling and analysis during the investigations are laid down in BBodSchV (1999) and LABO (2002). Contamination analysis was independently repeated by internal and external investigations to **assure quality of results**. The quality of sampling methods for volatile organic substances (VOC) in soil was assured in an additional test drilling. The sampling of a single probe over the range of a whole drilling core (length normally 1 m) showed representative results for BTEX in the soil profile, whereas several samples at selected parts of the drilling core were not represantative for soil profiles with varying concentrations of contaminants.

The **soil profiles** of all plots were composed primarily of media grany sands with varying fractions of fine or coarse sand and silt (grain size 0,06-2 mm). The porosity in the test plot and contaminated reference plot varied between 27 Vol.% und 33 Vol.%. The water permeability estimated from grain size distribution was about the dimension of $k_f = \sim 10^{-4}$. The back fillings varied in their depth between 0,3 to 1,2 m for the deconstructed buildings in the test plot and contaminated reference plot and between 2 to 4 m on the uncontaminated reference plot.

Data analysis revealed an inhomogeneous **distribution of contaminants** in the vertical and horizontal expansion of the test plot. Soil profiles were characterized by high TPH-, BTEX- and alkyl benzene concentrations with a maximum in the capillary fringe and the saturated zone (4-6 m depth). Lower concentrations were observed below 6 m depth. At both drilling series the water table was about 5 m below surface. The southern area of the former filling station is contaminated strongest.

At the beginning of the project in 2001 soil samples of the vadose zone contained TPH lower than 100 mg/kg to 10.000 mg/kg, **BTEX** lower than 100 µg/kg to 41.000 µg/kg and **alkyl benzenes** up to 76.000 µg/kg. Three years later the TPH-concentrations were unaltered,

BTEX and alky benzenes showed maximal concentrations of 14.000 µg/kg and 53.000 µg/kg. In 2001 the contaminated reference plot contained TPH concentrations of < 100-380 mg/kg in the vadose zone and a maximum of 4.600 mg/kg in the capillary fringe. At the end of the field investigations in 2004 there could not detected any contaminations in the vadose zone, but still detected 3.000-8.300 mg/kg TPH in the capillary fringe. In the uncontaminated reference plot some soil samples contained TPH (unsaturated zone 190-240 mg/kg, saturated zone: 160-1.200 mg/kg). In both reference plots BTEX (max. 52.000 µg/kg) and alkyl benzenes (max. 65.000 µg/kg) were only detected in the saturated zone. Due to their high solubility and volatility BTEX and alkyl benzenes could be displaced in the soil profile easily, but at the same time these physical-chemical properties enhance bioavailability in biodegradation processes.

The **decrease of contaminant concentrations** by natural attenuation has to be differentiated from the inhomogeneous distribution of contaminants by statistical testing. During the project the volatile organic compounds were depleted in the vadose zone, while in the capillary fringe the concentrations were at the same level. The inhomogeneous distribution of contaminants in the soil profiles made it difficult to quantify the decrease of contamination over the whole area of the test plot. But the results of the soil air monitoring indicated a microbial degradation of BTEX, alkyl benzenes and short-chained n-alkenes. Calculated degradation rates for some drilling areas were about 0,01-1,2 $mg*kg^{-1}*d^{-1}$ TPH, 1-17 $\mu g*kg^{-1}*d^{-1}$ BTEX and 5-33 $\mu g*kg^{-1}*d^{-1}$ alkyl benzenes. In the lower contaminated reference plot no TPH could be recorded to a depth of 4 m at the end of the project.

The hydrocarbon identification by **GC-MS-screening** reveals n-alkanes with carbon numbers of C_{10} to maximal C_{26} as well as iso-alkanes with carbon numbers of C_{10} to C_{12} and C_{15} (norpristane, pristane) to C_{16} (phytane) in the test plot (0-4 m). The hydrocarbon distribution corresponds to comparable aged diesel fuel contaminations. The contaminated reference plot featured n-alkanes with carbon numbers of C_{12} to C_{13} and iso-alkanes with carbon numbers of C_{10} to C_{12} and C_{15} (Pristan). No n-alkanes, only iso-alkanes (C_{10}, C_{11}, C_{12}, $C_{15,}$ C_{16}) were identified in the saturated soil zone (4-6 m). These results can be interpreted as a selective biodegradation of n-alkanes under the anaerobic conditions of the capillary fringe and the saturated zone.

Physico-chemical and **biological parameters** were analyzed at one drilling area per test plot and reference plots. Based on this analytical data it was obvious that it is not possible to compare the back fillings of the uncontaminated reference plot (up to 4 m depth) with the soil profile at the test plot and contaminated reference plot.

The **TOC-content** is related to the humus layer (up to 1 m depth) and the hydrocarbon concentrations (1-6 m depth). **Nutrients** were analyzed mainly in the top layer; below 1 m depth nitrogen and phosphate were predominantly absent. In 2001 the **soil pH** varied between pH 4,5 und pH 5,4 at the test plot and pH 4,9 and 5,6 in the contaminated reference plot. In 2004 we detected an increase of soil pH in the test plot (pH 4,9-5,7) and the contaminated reference plot (pH 5,6-6,9). **Iron** (1.300 to 3.500 mg/kg) was found in the soil profile.

Because of its correlation with biodegradation processes **soil respiration** is the most important biological parameter. Basal soil respiration rates were very low (<100 mg CO_2

/24h kg TS) in the test plot and the contaminated reference plot. Between 2001 and 2004 there was no change observed in the test plot, but an increase of doubling or trippling the respiration rates in the contaminated reference plot. The **dehydrogenase-activity** can indicate the biodegradation of organic substances. Because of a dehydrogenase-activity under detection limit in 2004, the results from the model site did not permit any conclusions. The **potential nitrification** is considered to be a sensitive indicator for soil toxicity, but it was not detected in the test plot and contaminated reference plot.

At the UST Schäferhof-Süd the mobile media soil air, seepage water and ground water were monitored during January 2002 and September 2004. For extracting **soil air** three stationary vapour wells (3,5-4 m depth) were installed in the test and reference plots. Soil air composition (oxygen, carbon dioxide, methan, total carbon) and contaminant concentrations (n-alkanes, BTEX and alkyl benzenes) were measured in a three month frequency. The results were correlated with contamination concentrations and microbial activity in the soil. Elevated **carbon dioxide** (8-19 Vol.%) and depleted **oxygen concentrations** (< 0,1-3,9 Vol.%) in soil air indicated biodegradation processes in the soil. In the contaminated reference plot the carbon dioxide concentrations (6,6 bis 16,5 Vol.%) were slightly below and the oxygen concentrations (0,2 bis 6,5 Vol.%) above the concentrations in the test plot. In the uncontaminated reference plot a reverse situation of oxygen (12,8-18,4 Vol.%) and carbon dioxide (2,3-6,2 Vol.%) in soil air was observed. Hydrocarbon concentrations in the soil air were correlated with the contamination in soil at the different vapour wells.

Microbial activity and volatilization of contaminants were influenced by changes of environmental conditions (soil temperature or water content). The intensity of the influence by **seasonal effects** depended on the contaminant concentrations in soil. In the test plot high biodegradation rates were observed by the decrease of oxygen and the simultaneous increase of carbon dioxide and contaminant concentrations during the summer. In the reference plots seasonal effects had less influence on biodegradation.

From May to October 2003 soil air was sampled in two week intervals to identify the **variety of the analyzed parameters** during the applied monitoring interval. Monitoring soil air in a three month frequency is appropriate to detect natural degradation and sorption processes, whereas longer monitoring intervals would result in data gaps.

Between 2001 and 2004 an increase of the respiration rate beside a parallel decrease of volatile contaminants in the soil air was observed in the test plot. A reverse effect was observed in the lower contaminated reference plot and no effect was detected in the uncontaminated reference plot. These results indicate a stimulated microbial activity due to the contamination at the test plot, and, respectively, slowed down microbial activity in the lower contaminated reference plot due to the depletion of contaminants. Oxygen consumption and carbon dioxide production are appropriate indicators for **detecting natural attenuation** processes, but a specific interpretation requires a simultaneous measuring of contaminant concentrations in soil air.

Via contaminant concentrations in soil air the potential release of BTEX by the seepage water could be estimated by the air-water-distribution coefficient (Henry's law constants).

Calculated BTEX concentrations in the seepage water were in the same order as the concentrations analysed at the ground water well located in the test plot.

For monitoring contaminant concentrations and other hydro chemical parameters in the **seepage water** two measuring points were installed in the test plot and one measuring point in each reference plot. Seven suction cups have been installed in 2 and 3,5 m depth and a continuous vacuum of 200 and 350 hPa was set. Water samples were taken after a four week period and analysed for contaminations and different hydro chemical parameters in a three month interval. Restricted water availability and suction cup failure by iron-hydroxide precipitation limited water sampling and the analysing scope.

Quality assurance in sampling seepage water by suction cups was checked by two extra tests. As expected, the continuous vacuum and the microbial degradation during the sampling interval caused a high loss of volatile contaminants. The retrieval of an internal toluene standard was less than 10 % after one day. The hydro chemical parameters nitrate sulphate, pH, and alkalinity were also affected by the sampling period. For these reasons only a few conclusions in respect to the original soil settings could be drawn.

Despite of these limits on data quality, varieties of the hydro chemicals in the seepage water were related to different contamination levels in the soil (test plot, contaminated reference plot). In the uncontaminated reference plot, back fillings had an significant effect in the analysis. **Nitrate** and **sulphate** were obviously used as alternative electron acceptor in biodegradation processes. In the lower contaminated reference plot microbial degradation was not high enough that all available nitrate and sulphate in 2 m depth could have been consumed. In the test plot nitrate was totally consumed and sulphate was greatly depleted. Due to the loss of carbon dioxide **pH** and **alkalinity** in the seepage water were higher than in soil eluates.

In spite of these results, monitoring the seepage water by suction cups did not contribute to the assessment of the natural degradation and sorption processes at the UST Schäferhof-Süd. To estimate contaminant concentrations in the seepage water one should use soil eluates or soil air and ground water monitoring methods.

To **monitor the groundwater contamination** in the TL Schäferhof Süd nine wells were sampled. Four of these wells already drilled in 1999 und were screened from 4 m below ground surface (bgs) to max. 12 m bgs. The other monitoring wells were drilled at the end of 2001 as double level monitoring wells with one well screening from 4 to 7 m bgs (upper section) and one well screening from 7 to 10 m bgs (lower section). Since January 2002 the ground water is analyzed four times a year. The analyses include the determination of **physico-chemical parameters**, **hydrochemical parameters**, the concentration of **pollutants (BTEX, MKW)**, and the concentration of the **metabolites** present in the groundwater. The double level monitoring wells were positioned in the area in order to cover the upstream, the source area and the downstream of the source of contamination.

For the monitoring of the groundwater pollution mainly the data from the later mentioned double level monitoring wells were used. The four wells screened from 4 to 12 m bgs were only sampled till December 2002. With respect to the analyzed pollutants (MKW and BTEX) the concentration of MKW was often below detection limit during the present study. Therefore, the data evaluation is largely based on the concentration of BTEX detected in the monitoring wells.

The groundwater sample collected in the well located upstream from the source of contamination was free of any contaminants and thus was used as reference for the other localities. In flow direction of the groundwater an increase of pollutant concentrations is observed in the upper screened wells. For the lower screened wells, except of MP5, no pollutants could be detected. The highest concentrations of BTEX was measured in groundwater samples from well MP 5-flach with up to 6.900 µg/l. The distribution of contaminants shows that the available wells cover only a part of the BTEX plume and that further sources of BTEX are present in the area. This is supported by the observed increase of contaminant concentrations in flow direction. The evaluation of the BTEX distribution profiles at individual sample localities provides variations of relative concentrations of the compounds. Benzene, toluene and o-xylene, which are known to be readily biodegradable, are enriched in the groundwater downstream of the area in comparison to the centre area of the plume. At this site contaminants like ethyl benzene and m/p-xylene are dominant, which are known to be persistent. Thus, in addition to the contamination originating from the mayor source area, a further contamination source must be present in the downstream area with mapped oil spills in the subsurface.

During this study annual **changes in the groundwater level** occurred with a variation of up to 1,7 m. These changes strongly influenced the concentration of contaminants in the ground water of study area. The variations of the ground water level and of the BTEX concentrations show different relative distributions. In the centre of the contamination source the variations in the BTEX concentrations are negatively correlated to the variations in the groundwater level; i.e. with increasing groundwater level the BTEX concentration decreases and vice versa. Results from the soil studies show that a maximum of contamination is present in the capillary fringe. Thus, at a low groundwater level, the contamination is within the saturated area, whereas during a high groundwater level also lower contaminated soil above the contamination is influenced by the groundwater. Therefore, the dissolved contaminants are more diluted during high groundwater levels compared to low levels of the groundwater. This negative correlation of the groundwater table and BTEX-concentration in the centre of the area is not observable for the whole plume. Already at a distance of 70 m from the pollution source area, a positive correlation between the BTEX-concentration and the groundwater table is recognized. A possible explanation for this is the formation of maxima of dissolved contaminants in the centre of contamination during low groundwater levels, which then are transported in the direction of the receiving stream. The amplitudes of these maxima are diminished by dispersion and by biological degradation of the aromatic hydrocarbons.

Redox sensitive parameters like ferrous iron, oxygen, sulphate and nitrate are used as indicators for biological degradation processes in the groundwater. Enrichment of Fe(II) downstream from the source of contamination correlates with increasing BTEX-concentrations in the groundwater. Simultaneously, in the water from all contaminated wells a strong decrease of oxygen and nitrate is observed. Additionally, sulphate reduction

indicates the effectiveness of biological degradation of hydrocarbons. Methane concentrations of 5.543 µg/l and 8.571 µg/l (mean) downstream from the contaminant source indicate primarily **anaerobic microbial degradation** of hydrocarbons.

The presence of **alkylated aromatic acids** in the ground water can be regarded as a direct proof for the biological degradation aromatic hydrocarbons. In the upstream well and in the deep sections of the double level monitoring wells only minor content of degradation products could be observed. On the other hand, in the upper levels of the monitoring wells, especially in the vicinity of the source area (Testfeld), and in the downstream area higher concentrations of aromatic acids are observed. This correlates with increased availability of aromatic hydrocarbons for metabolite formation. The metabolites were detected during the whole duration of the monitoring in the groundwater.

In the sub-surfaces of TL Schäferhof-Süd some sources of contaminants have not been detected so far and the contaminant plume is not fully covered by the existing grid of monitoring wells. For this reason, the determination of degradation rates of hydrocarbons in the groundwater is not possible so far.

For monitoring **climatic parameters** a meteorological station was set up at the UST Schäferhof-Süd. A data logger recorded hourly rainwater quantity, air temperature, atmospheric pressure, humidity and wind force. Soil air temperature was measured daily by sensors installed in the uncontaminated reference plot at different soil depth (0,5 m, 1,5 m, 2,5 m, 3,5 m).

During the course of the project climatic parameters, especially **annual rainfall**, varied extremely. The annual rain fall in 2003 (498 mm) was only about two third of the annual rainfall in 2002 (798 mm) and 2004 (772 mm). Soil moisture, and thus transport and bioavailability of oxygen, nitrate, and contaminants, depended on the average rainfall and the quantity of resulting seepage water. **Air temperature** was affected by typical seasonal and daily variation. **Soil temperature** at the sensor in 0,5 m depth (2-23°C) was influenced predominantly by the air temperature. At 3,5 m depth, ground water temperature and temperature storage capacity affected the soil temperature (7-18 C). Soil temperature at 1,5 m and 2,5 m depth was partly affected from the above mentioned effects. According to the soil air data, high soil temperatures controlled high biodegradation rates during the summer month.

Among climatic factors, rain water quantity and air temperature were the key parameters for the assessment of natural attenuation. To relate the climatic parameters to the measured soil, soil air, seepage water and ground water data required a high quality. Though, operating an own meteorological station is very labour intensive for the routine.

The results of the project showed in **conclusion** that the site specific distribution of contaminants, soil settings and water supply play a key role for the assessment of natural degradation and sorption processes. The inhomogeneous distribution of contaminants in the soil profiles made it difficult to quantify the decrease of contamination caused by microbial

degradation, volatilization or leaching. But the soil air monitoring documented biodegradation processes over the whole research period.

The investigation of soil parameters, physical-chemical and biological parameters indicated that the natural attenuation capacity at UST Schäferhof-Süd is limited by a lack of nutrients, a low pH of the sandy soil and a low microbial activity (soil respiration). Related to the research results, a further increase of soil pH is expected and would be one of the neccessary conditions for higher biodegradation rates in the future. Natural limitations at the UST Schäferhof-Süd demanded artificial additives.

Beside the detection of natural attenuation at the model site, the research project ought to proof the selected criteria and parameter, and the sampling and analytical methods for their appropriateness for a general assessment of biodegradation processes in the vadose zone. To provide a basis for the evaluation of natural degradation and sorption processes in the vadose zone, **soil samples** have to be analysed for contaminant concentration and distribution and some physical-chemical parameters. A regular **soil air monitoring** for oxygen, carbon dioxide and contaminants provides the opportunity for interim evaluations of biodegradation processes without taking soil samples. A **monitoring of seepage water** via suction cups can merely be seen as a complementary measure for the assessment of the natural degradation and sorption processes. However, a **ground water monitoring** is essential to evaluate the microbial degradation in the saturated soil zone and also allows an estimation of the leaching of the contaminant with the seepage water. **Climatic factors** such as rainfall and air temperature affects natural degradation and sorption processes. Data from meteorological stations nearby would be adequate for climate information at the contaminated site.

Finally, suggestions for possible **options for action** at the underground storage tank site Schäferhof-Süd are made. At the moment natural degradation and sorption is insufficient as a remediation strategy. A strategy, which would enhance natural attenuation, could be the surface application or infiltration of **nutrients** (nitrate, phosphate). Because of the low **oxygen content** in the soil air bioventing methods or surface application of dissolved oxygen could be reasonable in the test plot.

Another enhanced natural attenuation strategy could be to use the remediation potential of the rhizosphere by putting out specific plants at the contaminated areas of the UST Schäferhof-Süd. Little is known about **phytoremediation** potential on petroleum hydrocarbon contaminated soils. Because of existing data (contaminant distribution, soil settings, physico-chemical and biological parameters) the model site Schäferhof-Süd is suitable for further research.

The research and development project is intended to contribute to an **aid to decision-making** of the Umweltbundesamt, regarding whether natural degradation and sorption processes can be used for remediation purposes of petroleum hydrocarbons and BTEX in the vadose zone. To evaluate natural degradation and sorption processes in the vadose zone **further research** is required. In particular, only a few field scale reference projects allow an evaluation of natural attenuation processes on contaminated sites differing in soil types, soil settings or hydro geological parameters.

6 Literaturverzeichnis

ALEF, K. (1994): Biologische Bodensanierung. VCH, Weinheim. 269 S.

ALLEN-KING, R.M., GILHAM, R.W., BARKER, J.F. & SUDICKY, E.A. (1996): Fate of dissolved toluene during steady infiltration through unsaturated soil: II. Biotransformation under nutrient-limited conditions. J. Environm. Qual. **25**: 287-295.

ASHLEY, R.P., LERNER, D.N. & LLOYD, J.W. (1994) Distribution and degradation of diesel oil in the unsaturated zone following an oil spill on a chalk aquifer. J. Hydrol. **159** (1-4): 43-59.

ASTM (2004): Standard Guide for Remediation of Ground Water by natural Attenuation at Petroleum Release Sites. E-1943-98. West Conshocken, Pennsylvania.

BAEDER-BEDERSKI, O., KUSCHK, P. & STOTTMEISTER, U. (1999): Phytovolatilization of organic contaminants. In: HEIDEN, S., ERB, R., WARRELMANN, J. & DIERSTEIN, R.: Biotechnologie im Umweltschutz. Bioremediation: Entwicklungsstand-Anwendungen-Perspektiven. Initiativen zum Umweltschutz **12**: 175-183.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation. Merkblatt Nr. 3.8/3 vom 5.11.2004, München, 17 S.

BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998, BGBl. I, 502-510

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999 (BGBl I S. 1554).

BIEGERT T., FUCHS G. & HEIDER J. (1996): Evidence that anaerobic oxidation of toluene in the denitrifying bacterium *Thauera aromatica* is initiated by formation of benzylsuccinate from toluene and fumarate. Eur. J. Biochem. **238**: 661-668.

BOSSERT, I. D. & COMPEAU, G. (1995): Cleanup of petroleum hydrocarbon contamination in soil. In: Young, L. Y. & Cerniglia, C. E. (eds.): Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals, Wiley-Liss, New York: 77-125.

BOULDING, J. R. & GINN, J. S. (2004): Practical handbook of soil, vadose zone and ground-water contamination - Assessment, prevention and remediation, Lewis Publishers, Boca Raton: 691 S.

BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11 Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows, 8. Aufl., Pearson Studium, München, 757 S.

BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2003): Praktische Anwendung eines risiko-orientierten Bewertungsansatzes bei Grundwasserschäden durch Mineralölprodukte. Endbericht zum Forschungsprojekt (Kenn-Nummer: Z6-4.4-01.120), vorgelegt von PÜTTMANN, W., Frankfurt, 65 S.

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (1998): Auswahl aus geologischer Sicht geeigneter Liegenschaften zu den "Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe (MKW, BTEX und LHKW) am Beispiel militärischer Altlasten". Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, Arch.-Nr. 117891, 50 S.

BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001 a): Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemische Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften (Auf der Grundlage der Verwaltungsvereinbarung zwischen der Oberfinanzdirektion (OFD) Hannover und der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (BAM) vom 05.09.1995; Neufassung: 17.05.02; aktualisierte Fassung: Februar 2001). Amts- und Mitteilungsblatt der BAM, Sonderheft 2/2001, Berlin, 42 S., www.bam.de/service/publikationen/probennahme/probennahme.pdf.

BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG (2001 b): Ringversuchsauswertung 7. BAM-Ringversuch "Altlasten". Organochlorpestizide, Polyzyklische Aromaten, Mineralölkohlenwasserstoffe, Schwermetalle und Cyanide in Boden (Dezember 2001). Berlin, 41 S.

CAPUANO, R. M. & JOHNSON, M.A. (1996): Geochemical reactions during biodegradation/ vapor-extraction remediation of petroleum contamination in the vadose zone. Ground Water **34** (1): 31-40.

DIN 18123: 04.1983. Baugrund – Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 12 S.

DIN 18196: 10.1988. Erd- und Grundbau; Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19683-13: 03.1997. Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 13: Bestimmung des Substanzanteils, Porenanteils und der Porenziffer. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 19733-1: 07.1998. Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität in Böden. Teil 1: Verfahren mit TTC. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN 19737: 04.2001. Bodenbeschaffenheit – Laborverfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Bodenatmung. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 14 S.

DIN 38404-C 4: 12.1976. Teil 4: Bestimmung der Temperatur (C 4). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 3 S.

DIN 38404-C 5: 01.1984. Teil 5: Bestimmung des pH-Wertes (C 5). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 7 S.

DIN 38404-C 6: 05.1984. Teil 6: Bestimmung der Redox-Spannung (C 6). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 8 S.

DIN 38405-D 8: 1971. Teil 8: Die Berechnung des gelösten Kohlendioxids (der freien Kohlensäure), des Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ions. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 11 S.

DIN 38407-F 9: 05.1991. Teil 9: Bestimmung von Benzol und einigen Derivaten mittels Gaschromatographie (F 9). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 36 S.

DIN 38409-H 28: 04.1992. Bestimmung von gebundenem Stickstoff. Verfahren nach Reduktion mit Devardascher Legierung und katalytischem Aufschluß (H 28). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 10 S.

DIN 38409-H 7: 05.1979. Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 10 S.

DIN 38414-S 4: 10.1984. Schlamm und Sediment – Teil 4: Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 10 S.

DIN 4021: 10.1990. Baugrund; Aufschluß durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4022-1: 09.1987. Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN 4023: 03.1984. Baugrund- und Wasserbohrungen; Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN 10088-2: E 2001-12. Nichtrostende Stähle - Teil 2: Technische Lieferbedingungen für Blech und Band aus korrosionsbeständigen Stählen für allgemeine Verwendung und für das Bauwesen; Deutsche Fassung prEN 10088-2:2001, Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN 1189: 12.1996. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 25 S.

DIN EN 1484: 08.1997. Wasseranalytik – Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 14 S.

DIN EN 25814: 11.1992. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Elektrochemisches Verfahren. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 12 S.

DIN EN 27888: 11.1993. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 15 S.

DIN EN ISO 10304- 1: 04.1995. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie – Teil 1: Verfahren für gering belastete Wässer. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 25 S.

DIN EN ISO 10304- 2: 11.1996. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 2: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Orthophosphat und Sulfat in Abwasser (ISO 10304-2:1995). Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN EN ISO 11885: 04.1998. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 23 S.

DIN EN ISO 9377-2: 07.2001. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index. Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 22 S.

DIN ISO 10390: 05.1997. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 5 S.

DIN ISO 10693: 05.1995: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Carbonatgehaltes (Volumetrisches Verfahren). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 6 S.

DIN ISO 10694: 08.1996. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 5 S.

DIN ISO 11261: 05.1997. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Gesamt-Stickstoff. Modifiziertes Kjeldahl-Verfahren. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 11465: 12.1996. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts auf Grundlage der Masse. Deutsches Institut für Normung, Berlin. 4 S.

DIN ISO 14238:1999-10. Bodenbeschaffenheit - Biologische Verfahren - Bestimmung der Stickstoffmineralisierung und -nitrifizierung in Böden und der Einflüsse von Chemikalien auf diese Prozesse. Deutsches Institut für Normung, Berlin.

DIN ISO 16703: E 03.2002. Bodenbeschaffenheit - Gaschromatographische Bestimmung des Gehaltes an Mineralölkohlenwasserstoffen (ISO/DIS 16703:2001). Deutsches Institut für Normung, Berlin. 20 S.

DVGW (1983): DEUTSCHER VERBAND FÜR GAS- UND WASSERWIRTSCHAFT: Ermittlung, Darstellung und Auswertung der Korngrößenverteilung wasserleitender Lockergesteine für geohydrologische Untersuchungen und für den Bau von Brunnen. DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W113, Frankfurt/M.17 S.

DVWK (1990): DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU: Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode. Merkblätter zur Wasserwirtschaft **217,** Bonn. 12 S.

DWD (2005): Ausgabe der Klimadaten: Tageswerte. http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe_tageswerte.htm

EGGERSTEDT-LEHMANN, F. (2005) Einsatz von mykorrhizierten Pflanzen in der Phytoremediation und ihr Einfluss auf Selbstreinigungsprozesse (Enhanced Natural Attenuation) in MKW-belasteten Böden. Dissertation Universität Bremen, Bremen.

EISWIRTH, M., HÖTZL, H., REICHERT, B., & WEBER, K. (1998): Grundwasser- und Bodenluftuntersuchungen im Testfeld Süd. Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 4/98 , 151-158.

EPA (1999): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Undergrund Storage Tank Sites. Final OSWER Directive 9200.4-17P. 32 p.

FRITSCHE, W. (1998): Umwelt-Mikrobiologie - Grundlagen und Anwendungen, Fischer, Jena: 252 S.

GELLER, A. (2001): Grundlagen der biologischen Bodensanierung. Leitfaden - Biologische Verfahren zur Bodensanierung, Umweltbundesamt (Hrsg.) im Auftrag des BMBF, Berlin, S. 5-272.

GIESE R., SWABODA D. & SCHMALZ L. (2003): Überwachung der Migration von PAK und MKW in der ungesättigten Bodenzone mit Saugkerzen. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): Münchener Beiträge zur Sickerwasserprognose - Forschung und Praxis. München, Oldenbourg Industrieverlag München, Bd. 56, S. 213-224.

GRATHWOHL, P. (2000): Gefahrenbeurteilung "Grundwasser" bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten: Methoden zur Sickerwasserprognose. Boden- und Altlastensymposium, Berlin-Schöneberg, 23./24.05.2000, Berlin, 41.S.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser - Sickerwasserprognose. Handbuch Altlasten 3 (3), HLUG Wiesbaden: 80 S.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA). Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1, HLUG, Wiesbaden.

HINCHEE, R.E. & ONG, S.K. (1992): A rapid in situ respiration test for measuring aerobic biodegradation rates of hydrocarbons in soil. J. Air Wast Manage. Assoc. **42**: 1305-1312.

HÖPER, H. & WILKE, B. M. (2004): Bewertung der Biodegradation im Rahmen der Sickerwasserprognose zur Verlagerung organischer Schadstoffe. altlasten spektrum 2/2004, 69-77.

HUESEMANN, M. H. (1997): Incomplete hydrocarbon biodegradation in contaminated soils: Limitations in bioavailability or inherent recalcitrance? Bioremediation J.**1:** 27-39.

ISO TR 11046: 06.1994. Soil quality – Determination of mineral oil content – Method by infrared spectrometry and gas chromatographic method.

KALBE, U., ECKHARDT, J., BERGER, W., CHRISTOPH, G., & KOLEPKI, M. (2003): Probleme bei Bodenwasseruntersuchungen mit organischen Schadstoffen. Mitt.Dt.Bodenkdl.Ges. **102**, 91-92.

KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & VOLESKE, P. (2002): Biostatistik. 3. Aufl., Springer, Berlin, 301 S.

KONING, M., SCHOLZ, J., HUPE, K., SCHWEDES, J. & STEGMANN, R. (2000): Einfluss des Sauerstoff-gehaltes auf die Umsetzung von MKW im Boden. TerraTech **9** (1):64-67.

LABO (2000-10): Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung in der Altlastenbehandlung (Abschluss der Phase 2/3: Stand Juli 2000; berichtigte Fassung Oktober 2000). Bund-/Länderarbeits-gemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung"

LABO (2002): Arbeitshilfe Qualitätssicherung. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung", 471 S.

LABO (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Sickerwasserprognose", 65 S.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2004): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg – Nationale und internationale Sachstandsrecherche. Fachinformation des Landesumweltamtes (Internetpräsentation) Nr. 4, 100 S. http://www.mlur.brandenburg.de/cms/media.php/2334/labo_nr4.pdf

LEWITZ, H. (2004): Bodenluftbeprobung: Ausbreitungsmechanismen gasförmiger Stoffe im Boden. TerraTech **13**(3-4): 14- 16.

LFU BADEN WÜRTEMBERG (1991): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung. Bearb.: GELLER, A. & BRAUCH, W., Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. Materialien zur Altlastenbearbeitung **7**. 233 S.

LFU BADEN WÜRTEMBERG (1994): Kompendium Stoffdatenblätter. Landesanstalt für Umweltschutz Baden Würtemberg Altlasten-Fachinformationen im World-Wide Web. http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html

LFU BADEN WÜRTEMBERG (1998): Hinweise zur Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Stand: April 1998, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Würtemberg, Altlasten-Fachinformationen im World-Wide Web. http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html

LFU BADEN WÜRTEMBERG (2001): Handlungsempfehlung - Entnahme von Bodenluftproben. Karlsruhe, 17 S.. (www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/aug32/aug32.html)

MECKENSTOCK R.U., ANNWEILER E., MICHAELIS W. RICHNOW H.H. & SCHINK B. (2000): Anaerobic naphthalene degradation by sulphate-reducing enrichment cultures. App. Environ. Microbiol. **66**: 2743-2747.

NEALE, N., HUGHES, J.B. & WARD, C.H. (2000): Impacts of unsaturated zone properties on oxygen transport and aquifer reaeration. Groundwater **38** (5): 784-794.

ONG, S.K., LEESON, A., HINCHEE, R.E., KITTEL, C.M., SAYLES, G.D. & MILLER, R.N. (1994): Cold climate applications of bioventing. In: HINCHEE, R.E.(ed.): Hydrocarbon bioremediation. Bioremediation **2** (2): 444-453.

REISINGER, C. & GRATHWOHL, P. (1996): Formulierung einer Verfahrensempfehlung zur Bestimmung der Emission leichtflüchtiger organischer Schadstoffe (LCKW, BTEX etc.) aus kontaminierten Böden (Berechnungsverfahren und Methoden). Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Geologisches Institut, Lehrstuhl für Angewandte Geologie Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, 89 S.

SCHEFFER, F. (2002): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. Enke, Stuttgart. 593 S.

SCHLEGEL, H.G. (1992): Algemeine Mikrobiologie.-634 S.; Georg Thieme Verlag (Stuttgart, New York)

SCHULTZE, E. & MUHS, H. (1967): Bodenuntersuchungen für Ingenieurbauten. 2. Aufl., Springer, Berlin, 722 S.

SITTE, P.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F. & BRESINSKY, A. (1998): Strasburger Lehrbuch der Botanik. 34. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena, Lübeck-Ulm, 1007 S.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. (2003): Biometry – The principles and practice of statistics in biological research. 3. Aufl., 8. Druckausgabe, W.H. Freemann and Company, New York, 887 S.

STALATUBE (2002): Rostfreier Edelstahl für Konstruktionen - Material-Info (6/2002). Informationen über die Materialien der Quadrat- und Rechteckrohre von Stalatube, 8 S. (http://www.stalatube.com/de/pdf/material_info.pdf)

STUMM, W. & MORGAN, J.J. (1970): Aquatic Chemistry. –583 S.; New York (Wiley Interscience).

TOWNSEND, G.T., PRINCE, R.C. & SUFLITA, J.M. (2003): Anaerobic oxidation of Crude oil hydrocarbons by the resident microorganisms of a contaminated anoxic aquifer. Environ. Sci. Technol., **37** (5): 213-315.

TROY, M.A., BERRY, S.W. & JERGER, D.E. (1993): Biological land treatment of diesel fuel-contaminated soil: Emergency response through closure. In: Flathman, P.E., Jerger, D.E, & Exner, H.H. (ed.): Bioremediation Field Experience. Lewis Publishing, S. 145-160.

UMWELTBUNDESAMT (1999): Entscheidungsgrundlagen für Sicherungs- und Sanierungskonzepte für militärische Tanklager, Band 1. Durchführende Institution: ALSTOM Environmental Consult GmbH, Stuttgart (Agel, A. & Löbel, E.), Forschungsbericht FKZ 297 34 831, 81 S., Anh.

UMWELTBUNDESAMT (2000): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie Bremen (Meyerdierks, D., Warrelmann, J., Heyser, W.), Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a. M. (Püttmann, W. & Martus, P.), Umweltschutz Nord GmbH & Co., Ganderkesee (Vehlhaber, D & Walter, U.), Forschungsbericht, FKZ 298 76 712/01, 223 S., Anl.

UMWELTBUNDESAMT (2001): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften – Teilschritt 1, gekürzter Bericht, Dezember 2001. Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und –technologie, Universität Bremen (Hettwer, K., Warrelmann, J. & Heyser, W.), Umweltschutz Nord GmbH & Co., Ganderkesee (Walter, U. & Vehlhaber, D.), Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a.M. (Püttmann, W. & Martus, P.), Forschungsbericht, FKZ 298 76 712/02, 113 S., Anh. http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/selma/selma.htm

UMWELTBUNDESAMT (2004): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften - Literaturstudie (Teilschritt 1). Durchführende Institutionen: Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie, Universität Bremen (Hettwer, K., Warrelmann, J. & Heyser, W.), Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a.M. (Martus, P., Gaab, S. & Püttmann, W.), alphacon GmbH, Ganderkesee (Drewes, U.), Syncom, Ganderkesee (Walter U.), Büro für Umweltgeologie, Hude (Vehlhaber, D.), Forschungsbericht 298 76 712/02, UBA-FB 000287, TEXTE 49/04, Berlin, 106 S., 31 S. Anh., ISSN 0722-186X., http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2818.pdf

UNTERARBEITSGRUPPE (UAG) "SICKERWASSER" DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE (2001): Handlungsempfehlungen zur Sickerwasserprognose für die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser - Grundzüge. Z. angew. Geol. **47**, 138-145.

VD LUFA METHODENBUCH BAND I: 1991. Bestimmung des löslichen mineralischen Stickstoffs. 20 S.

VD LUFA METHODENBUCH BAND I: 1991. Bestimmung von Phosphor und Kalium im Doppellaktat(DL)-Auszug. 12 S.

VDI 3481: 08.1975 (03.2004 ersatzlos zurückgezogen): Messung gasförmiger Emissionen; Messen der Kohlenwasserstoff-Konzentration; Flammen-Ionisations-Detektor (FID) - Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.

VDI 3865: 01.1998. Messen organischer Bodenverunreinigungen - Blatt 2: Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 57 S.

VDI 3865: 10.1992: Messen organischer Bodenverunreinigungen - Blatt 1: Messen leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe; Messplanung für Bodenluft-Untersuchungsverfahren. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 8 S.

VDI 3865: E 11.1996. Messen organischer Bodenverunreinigungen – Blatt 3: Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösungsmittel. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf. 16 S.

WARRELMANN (2001): Biologische Sanierungsverfahren. In: Leitfaden - Biologische Verfahren zur Bodensanierung, Umweltbundesamt (Hrsg.) im Auftrag des BMBF, Berlin, S. 273-315.

WIEDEMEIER, T.H.; SWANSON, M.A.; MOUTOUX, D.E.; GORDON, E.K.; WILSON, J.T.; WILSON, B.H.; KAMPBELL, D.H.HAAS, P.E.; MILLER, R.N.; HANSEN, J.E.; CHAPELLE, F.H. (1998): Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater. National Risk Management Research Laboratory, EPA, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-98/128.

WIEDEMEIER, T.H.; WILSON, J.T.; KAMPBELL, D.H.; MILLER, R.N.; HANSEN, J.E. (1995): Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater. U.S. Air Force Center for Environmental Excellence, San Antonio, TX. Vol. I + II.

WIEDEMEYER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J. & WILSON, J.T. (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. – 617 S.; (John Wiley & Sons)

Anhang

Anhang 1 Karten und Pläne

1.1 Übersichtskarte Tanklager Schäferhof-Süd (Nienburg/ Weser)

1.2 Lageskizze: Bohrpunkte, Probennahmestellen und Messstellen

Anhang 2 Boden

2.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse in den Bohrarealen B1- B10

2.2 Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (B11)

2.3 Interne und externe Qualitätssicherung bei der Start- und Abschlussbeprobung

2.4 Prüfungsvorschrift 'Bestimmung von Benzoesäure in Bodenproben' (Hausmethode Umweltschutz Nord/ alphacon)

2.5 Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Anhang 3 Bodenluft

3.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring

3.2 Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring

Anhang 4 Sickerwasser

4.1 Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring

4.2 Zusatzversuch zur Wiederfindung leicht flüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser

Anhang 5 Grundwasser

5.1 Grundwasserstände am TL Schäferhof Süd

5.2 Analysendaten der Grundwasserproben

5.3 Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

5.4 Prüfungsvorschrift: Bestimmung von Benzoesäure in Wasserproben (Hausmethode Umweltschutz Nord/ alphacon)

5.5 Analysenverfahren zur Bestimmung von Metaboliten (Hausverfahren Universität Frankfurt a.M.)

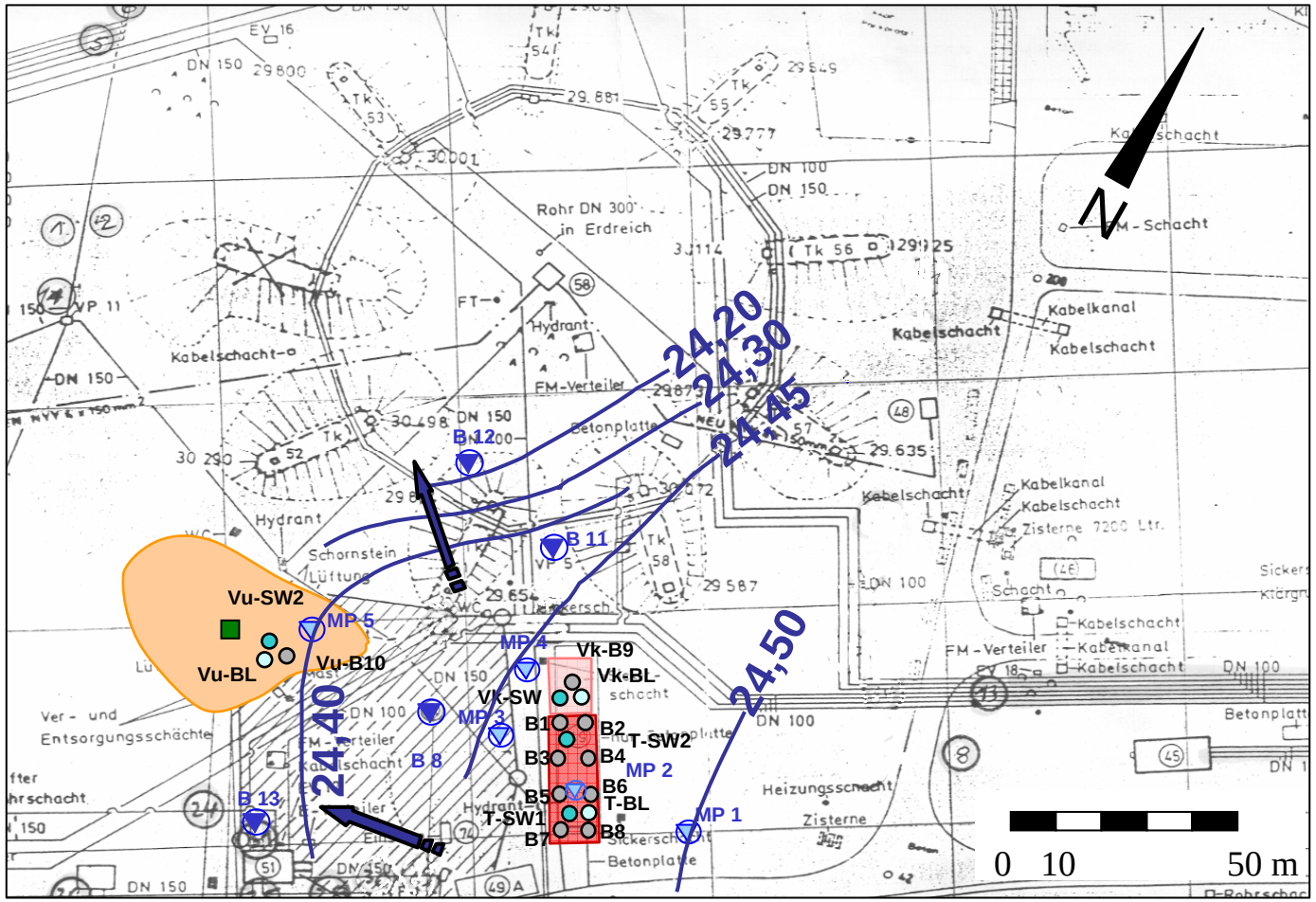
5.6 Analysenverfahren zur Bestimmung von niedermolekularen Aliphaten in Wasser (Hausverfahren Dr. Weßling Laboratorien GmbH Altenberge)

Anhang 6 Klimadaten

6.1 Klimadaten Dez. '01 – Nov. '04

6.2 Bodentemperatur Dez. '01 – Nov. '04

Anhang 1.1
Übersichtskarte Tanklager Schäferhof- Süd (Nienburg/Weser)



Maßstab ca. 1 : 1.500 (Kartengrundlage Bestandsplan Staatshochbauamt Wunstorf vom 08.08.1990)

(GWM = Grundwassermessstellengruppe, SWM = Sickerwassermessstellengruppe, BL = Bodenluftmesstelle)

Legende

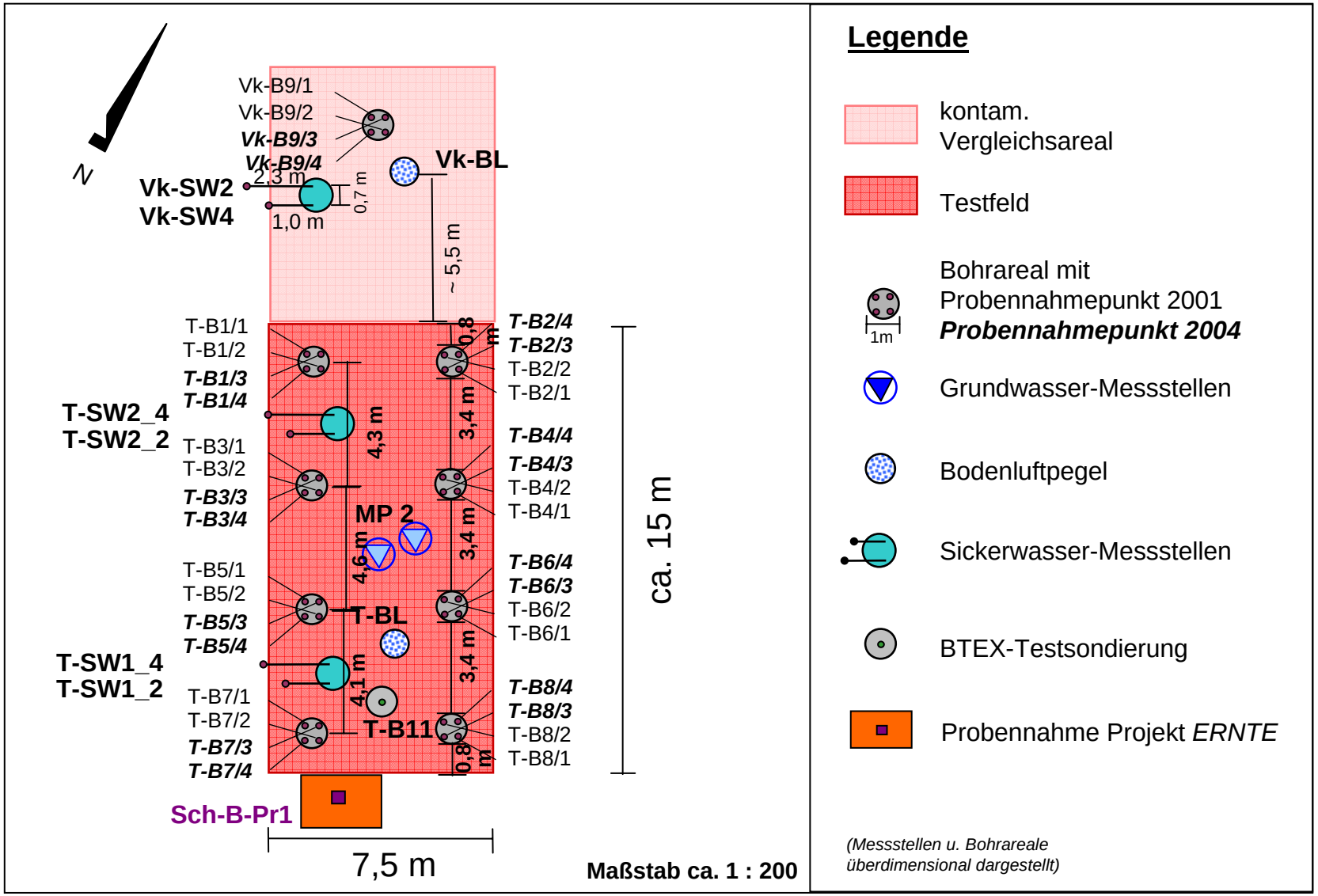
- Vergleichsareal unkontaminiert
- Vergleichsareal kontaminiert
- Testfeld
- Vorhandene Ölschäden n. Bestandsplan
- GWM
- 24,20 — GW-Gleichen vom 02.12.01

Teilschritt 2

- Bohrareal
- GWM
- BLM
- SWM
- Meteorol.-M.

(Messstellen u. Bohrareale überdimensional dargestellt)

Anhang 1.2
Lageskizze: Bohrpunkte, Probennahmestellen und Messstellen (Testfeld, kontaminiertes Vergleichsareal)



Anhang 2.1

Übersichtstabelle der Analysenergebnisse in den Bohrarealen B1- B10

Bezeichnung der Probennahmepunkte

	Startbeprobung 2001	**Anzahl der Bohr-kerne (K)**	**Abschluss-beprobung 2004**	**Anzahl der Bohr-kerne (K)**
Testfeld	T-B1/1, T-B1/2	6	T-B1/3, T-B1/4	6
	T-B2/1, T-B2/2	6	T-B2/3, T-B2/4	6
	T-B3/1, T-B3/2	6	T-B3/3, T-B3/4	8
	T-B4/1, T-B4/2	6	T-B4/3, T-B4/4	6
	T-B5/1, T-B5/2	6	T-B5/3, T-B5/4	8
	T-B6/1, T-B6/2	6	T-B6/3, T-B6/4	6
	T-B7/1, T-B7/2	6	T-B7/3, T-B7/4	6
	T-B8/1, T-B8/2	6	T-B8/3, T-B8/4	6
kontaminiertes Vergleichsareal	Vk-B9/1, Vk-B9/2	6	Vk-B9/3, Vk-B9/4	6
unkontaminiertes Vergleichsareal	Vuk-B10/1, Vuk-B10/2	6	keine Beprobung	-

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

alphacon, 17.11.04

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 1/1, K1	T-B 1/1, K2	T-B 1/1, K3	T-B 1/1, K3	T-B 1/1, K4	T-B 1/1, K5	T-B 1/1, K6
Probenahme		06.12.2001	06.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 378	DU 379	DU 409	DU 409Doppel	DU 410	DU 411	DU 412
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	3.600	2.300
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	19.000	42.000
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	230	230	1.300	70.000	59.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	280	< 100	990	990	6.200	220.000	180.000
o-Xylole	µg/kg TS	150	< 100	< 100	< 100	160	70.000	59.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	430		1.200	1.200	7.700	380.000	340.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.900	1.600
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	170	180	840	20.000	18.000
Mesitylen	µg/kg TS	1.100	< 100	2.900	3.200	8.900	69.000	55.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.000	< 100	5.700	6.300	19.000	130.000	100.000
Hemellitol	µg/kg TS	720	< 100	2.500	2.800	7.300	46.000	34.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	3800		11.000	12.000	36.000	270.000	210.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	330	220	520	550	1.200	6.800	9.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	230	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,8	95,8	97,0	97,3	97,1	93,4	90,4

Proben-Bez.		T-B 1/2, K1	T-B 1/2, K2	T-B 1/2, K3	T-B 1/2, K3	T-B 1/2, K4	T-B 1/2, K5	T-B 1/2, K6
Probenahme		06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 372	DU 373	DU 374	DU 374Doppel	DU 375	DU 376	DU 377
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.400
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	6.300
Ethylbenzol	µg/kg TS	230	< 100	220	290	< 100	4.300	52.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	3.000	< 100	1.000	1.400	500	20.000	170.000
o-Xylole	µg/kg TS	950	< 100	< 100	110	< 100	400	39.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	4.200		1.200	1.800	500	25.000	270.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.100
Cumol	µg/kg TS	300	< 100	180	220	< 100	1.900	16.000
Mesitylen	µg/kg TS	4.200	370	3.900	4.500	1.300	9.600	54.000
Pseudocumol	µg/kg TS	7.600	590	7.400	8.500	2.800	20.000	100.000
Hemellitol	µg/kg TS	2.800	300	3.200	3.700	1.200	7.000	35.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	15.000	1.300	15.000	17.000	5.300	39.000	210.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	490	210	960	880	260	2.600	8.700
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			270				
Trockensubstanz	%	91,7	95,6	96,5	96,4	95,8	94,8	88,7

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 2/1, K1	T-B 2/1, K2	T-B 2/1, K3	T-B 2/1, K3	T-B 2/1, K4	T-B 2/1, K5	T-B 2/1, K6
Probenahme		10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 436	DU 437	DU 438	DU 438Doppel	DU 439	DU 440	DU 441
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.300	9.200
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	290	290	140	6.900	37.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	210	4.800
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS			290	290	140	8.400	51.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	140
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.000	3.800
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	260	1.600	1.900	440	6.900	15.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	150	170	560	14.000	30.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	440	500	270	4.900	9.700
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS		260	2.200	2.600	1.300	27.000	59.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	830	3.700	2.800	3.000	730	1.900	8.200
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			2.000				
Trockensubstanz	%	92,1	95,6	95,3	95,2	96,2	92,9	90,4

Proben-Bez.		T-B 2/2, K1	T-B 2/2, K2	T-B 2/2, K3	T-B 2/2, K3	T-B 2/2, K4	T-B 2/2, K5	T-B 2/2, K6
Probenahme		10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001	10.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 430	DU 431	DU 432	DU 432Doppel	DU 433	DU 434	DU 435
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	250
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	3.200	15.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	15.000	57.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	900	10.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						19.000	82.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	310
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.600	5.700
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	200	8.700	21.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	330	17.000	42.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	180	5.900	14.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS					710	33.000	83.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	650	150	200	190	420	3.200	6.400
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			100				
Trockensubstanz	%	92,9	96,2	95,9	95,8	95,0	92,4	86,4
Benzoesäure	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 3/1, K1	T-B 3/1, K2	T-B 3/1, K3	T-B 3/1, K3	T-B 3/1, K4	T-B 3/1, K5	T-B 3/1, K6
Probenahme		06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001	06.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 366	DU 367	DU 368	DU 368Doppel	DU 369	DU 370	DU 371
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	270
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	280
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	380	13.000	23.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	1.700	56.000	90.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	560	1.200
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS					2.100	70.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	250	4.500	8.200
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	2.100	20.000	32.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	5.000	45.000	68.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	1.800	16.000	25.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS					9.200	86.000	130.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	550	7.300	7.900
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			16				
Trockensubstanz	%	90,6	94,9	94,8	93,8	95,3	92,9	87,5

Proben-Bez.		T-B 3/2, K1	T-B 3/2, K2	T-B 3/2, K3	T-B 3/2, K3	T-B 3/2, K4	T-B 3/2, K5	T-B 3/2, K6
Probenahme		05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	06.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 288	DU 289	DU 290	DU 290Doppel	DU 291	DU 292	DU 365
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	190
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110	220
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	490	16.000	20.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	130	< 100	< 100	< 100	2.200	68.000	81.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	760	1.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	130				2.700	85.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	310	5.900	6.500
Mesitylen	µg/kg TS	260	< 100	< 100	< 100	2.500	28.000	27.000
Pseudocumol	µg/kg TS	420	< 100	< 100	< 100	6.000	62.000	60.000
Hemellitol	µg/kg TS	180	< 100	< 100	< 100	2.200	24.000	23.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	860				11.000	120.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	670	< 100	< 100	370	660	2.300	12.000
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			34				
Trockensubstanz	%	91,9	95,3	92,5	93,4	96,2	95,2	89,9

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 4/1, K1	T-B 4/1, K2	T-B 4/1, K3	T-B 4/1, K3	T-B 4/1, K4	T-B 4/1, K5	T-B 4/1, K6
Probenahme		07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 413	DU 414	DU 415	DU 415Doppel	DU 416	DU 417	DU 418
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	150
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	1.400	1.000	6.200	5.700	26.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	440	1.400	9.800	7.100	34.000	25.000	100.000
o-Xylole	µg/kg TS	160	550	770	570	850	730	3.200
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	600	2.000	12.000	8.700	41.000	31.000	130.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	700	500	3500	3.000	11.000
Mesitylen	µg/kg TS	270	1.400	8.600	6.500	20.000	14.000	40.000
Pseudocumol	µg/kg TS	520	1.100	13.000	9.600	38.000	29.000	79.000
Hemellitol	µg/kg TS	240	860	5.700	4.400	14.000	10.000	28.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	1.000	3.400	28.000	21.000	76.000	56.000	160.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.600	4.000	3.900	4.300	4.000	3.400	4.800
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			2.600				
Trockensubstanz	%	91,7	96,0	95,2	94,7	96,4	94,3	91,6

Proben-Bez.		T-B 4/2, K1	T-B 4/2, K2	T-B 4/2, K3	T-B 4/2, K3	T-B 4/2, K4	T-B 4/2, K5	T-B 4/2, K6
Probenahme		07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 419	DU 420	DU 421	DU 421Doppel	DU 422	DU 423	DU 424
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	130
Ethylbenzol	µg/kg TS	130	< 100	1.100	680	3.000	4.900	26.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	2.900	4.800	12.000	6.900	18.000	22.000	95.000
o-Xylole	µg/kg TS	1.000	1.900	1.800	1.000	370	570	2.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	4.000	6.700	15.000	8.600	21.000	27.000	120.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	280	160	1600	2.000	8.200
Mesitylen	µg/kg TS	1.300	4.300	8.600	4.400	8.700	9.900	29.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.100	5.400	9.400	5.100	18.000	21.000	59.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.100	2.600	4.800	2.800	6.200	8.200	21.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	4.500	12.000	23.000	12.000	35.000	41.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	2.700	4.500	6.500	6.500	3.100	3.300	6.800
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			5.200				
Trockensubstanz	%	92,1	96,5	96,2	96,4	97,1	95,2	91,7

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 5/1, K1	T-B 5/1, K2	T-B 5/1, K3	T-B 5/1, K3	T-B 5/1, K4	T-B 5/1, K5	T-B 5/1, K6
Probenahme		05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 293	DU 294	DU 295	DU 295Doppel	DU 296	DU 297	DU 298
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	300
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	190
Ethylbenzol	µg/kg TS	290	2.300	4.100	5.400	2.800	6.000	19.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	1.200	12.000	19.000	27.000	11.000	26.000	79.000
o-Xylole	µg/kg TS	240	3.900	2.500	3.900	300	410	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	1.700	18.000	26.000	36.000	14.000	32.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	120	120	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	140	1.300	2.500	1.800	1300	2.300	7.100
Mesitylen	µg/kg TS	1.500	11.000	18.000	13.000	8.700	14.000	33.000
Pseudocumol	µg/kg TS	3.700	26.000	44.000	32.000	22.000	36.000	74.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.800	10.000	16.000	12.000	7.900	13.000	29.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	7.100	48.000	81.000	59.000	40.000	65.000	140.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.300	5.100	6.100	5.700	2.700	4.700	9.100
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			4.500				
Trockensubstanz	%	91,1	95,8	93,8	93,9	95,9	94,6	90,0

Proben-Bez.		T-B 5/2, K1	T-B 5/2, K2	T-B 5/2, K3	T-B 5/2, K3	T-B 5/2, K4	T-B 5/2, K5	T-B 5/2, K6
Probenahme		04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 277	DU 278	DU 279	DU 279Doppel	DU 285	DU 286	DU 287
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	240
Toluol	µg/kg TS	< 100	110	< 100	< 100	< 100	< 100	240
Ethylbenzol	µg/kg TS	1.200	3.700	6.400	4.300	4.000	5.000	20.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	5.800	19.000	32.000	22.000	20.000	23.000	79.000
o-Xylole	µg/kg TS	2.000	6.200	4.400	3.300	290	620	1.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	9.000	29.000	43.000	30.000	24.000	29.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	180	130	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	470	1.400	2.700	1.900	1700	2.000	7.200
Mesitylen	µg/kg TS	4.500	10.000	19.000	14.000	12.000	12.000	32.000
Pseudocumol	µg/kg TS	10.000	24.000	43.000	33.000	29.000	30.000	73.000
Hemellitol	µg/kg TS	4.300	9.700	17.000	13.000	11.000	11.000	28.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	19.000	45.000	82.000	62.000	54.000	55.000	140.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.200	5.600	6.000	5.600	3.500	3.800	10.000
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			4.300				
Trockensubstanz	%	92,2	95,1	94,8	94,5	96,3	95,4	92,1

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 6/1, K1	T-B 6/1, K2	T-B 6/1, K3	T-B 6/1, K3	T-B 6/1, K4	T-B 6/1, K5	T-B 6/1, K6
Probenahme		03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 231	DU 232	DU 233	DU 233Doppel	DU 234	DU 235	DU 236*
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110
Ethylbenzol	µg/kg TS	280	< 100	< 100	< 100	430	5.800	19.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	1.700	500	270	200	2.100	25.000	73.000
o-Xylole	µg/kg TS	260	< 100	< 100	< 100	< 100	340	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	2.200	500	270	200	2.500	31.000	93.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	170	< 100	< 100	< 100	230	2.100	5.900
Mesitylen	µg/kg TS	2.400	900	550	380	1.700	11.000	24.000
Pseudocumol	µg/kg TS	4.000	1.900	1.200	830	4.000	24.000	51.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.900	810	530	360	1.600	9.000	19.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	8.500	3.600	2.300	1.600	7.500	46.000	100.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.400	830	450	370	1.200	6.400	9.400
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			220				
Trockensubstanz	%	92,2	95,9	93,0	93,9	95,8	94,1	88,1

Proben-Bez.		T-B 6/2, K1	T-B 6/2, K2	T-B 6/2, K3	T-B 6/2, K3	T-B 6/2, K4	T-B 6/2, K5	T-B 6/2, K6
Probenahme		03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	04.12.2001	04.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 237	DU 238	DU 239	DU 239Doppel	DU 240	DU 263	DU 264
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110	120
Ethylbenzol	µg/kg TS	200	1.700	3.000	5.100	2.900	13.000	16.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	980	10.000	16.000	26.000	15.000	55.000	63.000
o-Xylole	µg/kg TS	240	1.700	1.200	2.100	350	820	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	1.400	13.000	20.000	33.000	18.000	69.000	80.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	850	2.100	1.200	1200	4.500	4.800
Mesitylen	µg/kg TS	940	8.100	13.000	7.800	7.300	22.000	20.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.000	17.000	27.000	17.000	16.000	48.000	44.000
Hemellitol	µg/kg TS	830	7.100	11.000	6.400	6.100	18.000	16.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	3.800	33.000	53.000	32.000	31.000	93.000	85.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.900	4.500	5.200	4.600	5.300	6.000	8.000
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			3.700				
Trockensubstanz	%	91,2	96,0	94,9	95,2	95,5	94,6	89,1

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		**T-B 7/1, K1**	**T-B 7/1, K2**	**T-B 7/1, K3**	**T-B 7/1, K3**	**T-B 7/1, K4**	**T-B 7/1, K5**	**T-B 7/1, K6**
Probenahme		04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 265	DU 266	DU 267	DU 267 Doppel	DU 268	DU 269	DU 270
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	440	3.400	3.000	1.600	2.500	9.700
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	1.400	14.000	12.000	6.800	12.000	43.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	470	3.300	2.900	460	320	1.100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS		2.300	21.000	18.000	8.900	15.000	54.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	210	1.600	1300	770	1.200	3.700
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	2.500	12.000	11.000	5.600	7.400	19.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	5.500	29.000	24.000	14.000	18.000	47.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	2.200	11.000	9.300	5.300	7.000	19.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS		10.000	54.000	46.000	26.000	34.000	89.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	680	3.700	8.700	8.900	4.600	3.600	9.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			3.500				
Trockensubstanz	%	91,4	93,4	92,5	92,5	94,0	94,0	88,4
Benzoesäure	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
pH-Wert	-	5,1	5,4	4,5		4,8	5,1	5,1
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	398	142	90,7		54,5	< 50	64,8
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	< 2,0		< 2,0	2,0	< 2,0
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	2,91	2,6		2,1	< 2,0	< 2,0
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	30	< 8,0	16,7		< 8,0	< 8,0	< 8,0
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	39,4	22,8	46,1		25,5	13,4	61,7
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	61,7	86,2	223,0		29,4	10,7	64,4
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	< 2,5	< 2,5	< 2,5		< 2,5	< 2,5	< 2,5
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	-20	-1,7	-10,5		-8,7	1,3	1,9
TOC	mg/kg TS	3.530	3.150	3.160		2.480	1.780	4.610
DOC im S4-Eluat	mg/l	7,2	7,2	4,7		4,2	4,3	6,7
Karbonat	mg/kg TS							
Eisen	mg/kg TS	3.420	2.420	3.380	3.390	1.840	1.780	2.400
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	< 0,1	< 0,1	0,2	0,4	0,5	0,7	0,7
MKW > C40 im S4-Eluat	mg/l							
Korngrößenverteilung	mm	0,06-8	0,06-8	0,06-16		0,06-8	0,06-16	0,06-16
Porenanteil	Vol. %	27,1	26,8	31,6		33,9	33,1	n.b.
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$1*10^{-5}$	$3*10^{-4}$	$6*10^{-4}$		$2*10^{-4}$	$1*10^{-4}$	$1*10^{-4}$

Proben-Bez.		**T-B 7/2, K1**	**T-B 7/2, K2**	**T-B 7/2, K3**	**T-B 7/2, K3**	**T-B 7/2, K4**	**T-B 7/2, K5**	**T-B 7/2, K6**
Probenahme		04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001	04.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DU 271	DU 272	DU 273	DU 273Doppel	DU 274	DU 275	DU 276
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	290	770	1.300	1.400	4.300	4.900	8.200
m/p-Xylole	µg/kg TS	1.500	3.000	5.000	5.200	18.000	22.000	35.000
o-Xylole	µg/kg TS	650	430	1.200	1.300	1.200	550	1.200
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	2.400	4.200	7.500	7.900	24.000	27.000	44.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	150	380	650	670	1800	2.200	3.000
Mesitylen	µg/kg TS	2.300	5.400	6.400	6.600	12.000	13.000	15.000
Pseudocumol	µg/kg TS	5.100	12.000	15.000	15.000	28.000	33.000	38.000
Hemellitol	µg/kg TS	2.200	5.000	5.900	6.100	11.000	13.000	15.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	9.800	23.000	28.000	28.000	53.000	61.000	71.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.600	4.700	6.000	6.300	10.000	4.300	9.700
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			4.400				
Trockensubstanz	%	92,1	94,6	94,4	94,9	94,2	94,4	89,3

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		T-B 8/1, K1	T-B 8/1, K2	T-B 8/1, K2	T-B 8/1, K2	T-B 8/1, K3	T-B 8/1, K3	T-B 8/1, K4	T-B 8/1, K5	T-B 8/1, K6
Probenahme		30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001	30.11.2001
Entnahmetiefe		0,00-1,00 m	1,00-1,20 m	1,20-1,70 m	1,70-2,00 m	2,00-3,00 m	2,00-3,00 m	3,00-4,00 m	4,00-5,00 m	5,00-6,00m
Labor-Nummer		DU 178	DU 179	DU 180	DU 181	DU 182	DU182Doppel	DU 183	DU 184	DU 185
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	180	520
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	1.900	1.800	2200	12.000	18.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	140	8.100	7.800	7.300	45.000	74.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	290	300	150	3.800	9.900
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS				140	10.000	9.900	9.700	61.000	100.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	300
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	660	650	670	3.300	5.300
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	340	7.600	7.900	4.400	17.000	24.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	330	22.000	22.000	14.000	44.000	59.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	560	10.000	11.000	5.800	18.000	23.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS				1.200	40.000	42.000	25.000	82.000	110.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	420	500	1.400	4.700	6.500	6.000	3.900	4.300	7.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS					4.500				
Trockensubstanz	%	91,2	89,0	93,5	91,8	93,8	94,6	94,8	95,3	81,0

Proben-Bez.		T-B 8/2, K1	T-B 8/2, K2	T-B 8/2, K3	T-B 8/2, K3	T-B 8/2, K4	T-B 8/2, K5	T-B 8/2, K6		
Probenahme		30.11.2001	30.11.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001	03.12.2001		
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m		
Labor-Nummer		DU 186	DU 187	DU 227	DU227Doppel	DU 228	DU 229	DU 230		
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	150		
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	440	710	1.900	6.900	9.800		
m/p-Xylole	µg/kg TS	170	450	2.300	3.500	7.700	27.000	40.000		
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	140	100	1.100	2.800		
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	170	450	2.700	4.400	9.700	35.000	53.000		
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	130	200	550	2.000	2.900		
Mesitylen	µg/kg TS	730	840	2.100	3.200	3.400	10.000	14.000		
Pseudocumol	µg/kg TS	2.200	1.100	5.700	8.600	10.000	28.000	35.000		
Hemellitol	µg/kg TS	1.100	970	2.900	4.300	4.300	11.000	14.000		
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	4.000	2.900	11.000	16.000	18.000	51.000	66.000		
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	3.800	3.900	4.800	5.400	3.400	7.300	8.200		
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			3.700						
Trockensubstanz	%	91,1	94,2	94,2	95,4	96,3	92,9	89,8		

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Startbeprobung

Proben-Bez.		VK-B-9/1, K1	VK-B-9/1, K2	VK-B-9/1, K3A	VK-B-9/1, K3B	VK-B-9/1, K4	VK-B-9/1, K5	VK-B-9/1, K6
Probenahme		21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 008	DW 009	DW 010	DW 011	DW 012	DW 013	DW 014
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	350	8.900
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.000	20.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	130	7.700
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						1.500	37.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	230
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	200	2.800
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.300	11.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	3.100	25.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.200	9.200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						5.800	48.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	190	< 100	310	380	< 100	300	4.300
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			110				
Trockensubstanz	%	90,9	96,1	96,7	96,4	95,9	93,3	91,0
Benzoesäure	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4		< 0,4	< 0,4	< 0,4
pH-Wert	-	5,4	4,9	4,9		5,0	5,1	5,6
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	251	50,0	67,7		< 50,0	< 50,0	< 50,0
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	< 2,0		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	2,2	< 2,0	< 2,0		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	30	< 8	< 8		< 8	< 8	< 8
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	22,1	< 10	< 10		< 10	< 10	< 10
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	25,5	13,7	< 4,0		5,6	< 4,0	11,3
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	29,46	< 2,5	< 2,5		< 2,5	< 2,5	< 2,5
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	32,8	-18,7	8,2		-5,4	2,6	28,2
TOC	mg/kg TS	3.440	150	280		100	170	1.930
DOC im S4-Eluat	mg/l	7,0	2,8	5,0		2,7	3,2	3,6
Karbonat	mg/kg TS							
Eisen	mg/kg TS							
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1	0,4
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

alphacon, 17.11.04

Proben-Bez.		**VK-B-9/2, K1**	**VK-B-9/2, K2**	**VK-B-9/2, K3A**	**VK-B-9/2, K3B**	**VK-B-9/2, K4**	**VK-B-9/2, K5**	**VK-B-9/2, K6**
Probenahme		21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002	21.01.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 015	DW 016	DW 017	DW 018	DW 019	DW 020	DW 021
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	250	500
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	4.300	9.200
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	10.000	20.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	5.000	11.000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						20.000	41.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	150	310
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.500	3.100
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	6.600	12.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	15.000	26.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	5.400	9.200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						29.000	51.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	300	280	< 100	< 100	< 100	2.600	4.600
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			42				
Trockensubstanz	%	92,9	94,5	96,8	97,1	95,8	93,8	91,8
Korngrößenverteilung	mm	0,06-15	0,07-15	0,07-15		0,06-8	0,06-8	0,06-8
Porenanteil	Vol. %	28,0	30,1	31,8		32,2	32,6	29,9
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$5*10^{-5}$	$1*10^{-4}$	$1*10^{-4}$		$2*10^{-4}$	$7*10^{-4}$	$7*10^{-4}$

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

alphacon, 17.11.04

Startbeprobung

Proben-Bez.		VU-B-10/1, K1	VU-B-10/1, K2	VU-B-10/1, A	VU-B-10/1, B	VU-B-10/1, K3	VU-B-10/1, K4	VU-B-10/1, K5
Probenahme		22.01.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 033	DW 034	DW 035	DW 036	DW 037	DW 038	DW 039
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	720	570
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.900	1.400
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	110	110
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						2.700	2.100
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	360	270
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	2.000	1.400
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	4.100	3.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.400	1.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						7.900	5.700
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	240	< 100	190	200	< 100	180	160
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			43				
Trockensubstanz	%	92,1	93,3	91,8	91,8	89,1	87,2	87,6
Benzoesäure	mg/kg TS							
pH-Wert	-	6,4	7,0	nicht		6,6	6,3	6,8
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	341	101	ausreichendes		101	124	79,9
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	Probenmaterial		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	< 2,0	< 2,0	vorhanden,		< 2,0	< 2,0	< 2,0
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	19	21	somit		16	16	12
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	888	41,9	keine		364	560	268
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	103	44,3	Analysen		4,8	129	213
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	83,97	77,0			34	18	< 2,5
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	127,92	115,1			48,4	45	-1
TOC	mg/kg TS	3.720	1.430	3.240		860	980	700
DOC im S4-Eluat	mg/l	11,0	7,4	möglich		6,1	7,0	4,5

alphacon, 17.11.04

Proben-Bez.		**VU-B-10/2, K1**	**VU-B-10/2, K2**	**VU-B-10/2, K3A**	**VU-B-10/2,K3 B**	**VU-B-10/2, K4**	**VU-B-10/2, K5**	**VU-B-10/2, K6**
Probenahme		22.01.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002	22.02.2002
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		DW 040	DW 041	DW 042	DW 043	DW 044	DW 045	DW 046
Benzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Toluol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	2.900
Ethylbenzol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	290	6.100
m/p-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.300	13.000
o-Xylole	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	940	9.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS						2.500	31.000
Styrol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	300
Cumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.700
Mesitylen	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.500	7.000
Pseudocumol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	2.800	15.000
Hemellitol	µg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	1.000	5.200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS						5.300	29.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	210	1.200	670
MKW > C40	mg/kg TS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS			94				
Trockensubstanz	%	93,6	94,4	93,9	93,6	91,6	87,2	86,9
Korngrößenverteilung	mm	0,06-15	0,06-15	0,06-15		0,06-15	0,06-15	0,06-15
Porenanteil	Vol. %	28,6	38,2	37,3		35,7	31,2	38,5
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$1*10^{-4}$	$2*10^{-4}$	$2*10^{-4}$		$1*10^{-4}$	$1*10^{-4}$	$3*10^{-4}$

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

alphacon, 17.11.04

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 1/3, K1	T-B 1/3, K2	T-B 1/3, K3	T-B 1/3, K3	T-B 1/3, K4	T-B 1/3, K5	T-B 1/3, K6
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001	07.12.2001
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08002	08003	08004	08004/Doppel	08005	08006	08007
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	310	180
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	610	630
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	23000	25000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	280	100000	110000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	17000	3700
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	280	140000	140000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	630	210
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	6900	8600
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	670	31000	32000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1500	70000	70000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	660	27000	25000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2800	140000	140000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	650	1200	430	430	360	4100	2400
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	94	97,5	96,9		97,3	96,5	86,2

Proben-Bez.		T-B 1/4, K1	T-B 1/4, K2	T-B 1/4, K3	T-B 1/4, K3	T-B 1/4, K4	T-B 1/4, K5	T-B 1/4, K6
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	38273	38273	38273
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07975	07976	07977	07977/Doppel	07978	07979	07980
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	520	3700
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	690	83000
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	13000	61000
m/p-Xylole	µg/kg TS	230	<100	<100	<100	<100	56000	220000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	6400	80000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	230	<100	<100	<100	<100	77000	450000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	520	2800
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	690	13000
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	270	13000	44000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	650	56000	94000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	300	6400	34000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1200	77000	190000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	180	<100	<100	<100	180	9100	2500
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,1	96,1	95,8		96,5	93,8	84,6

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**T-B 2/3, K1**	**T-B 2/3, K2**	**T-B 2/3, K3**	**T-B 2/3, K3**	**T-B 2/3, K4**	**T-B 2/3, K5**	**T-B 2/3, K6**
Probenahme		12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07937	07938	07939	07939/Doppel	07940	07941	07942
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	200
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	500	3.800	14.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1.600	13.000	57.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	120	530	5000
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2.200	17.000	76.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	280
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	370	2100	4600
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	1.500	1.800	4.900	13.000	19.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	9.200	27.000	42.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	670	400	4.300	11.000	16.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	2.200	2.200	19.000	53.000	82.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	420	2.800	4.700	4.900	1.800	3.100	6.100
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	97,0	94,1	95,6		93,2	92,8	86,8

Proben-Bez.		**T-B 2/2, K1**	**T-B 2/2, K2**	**T-B 2/2, K3**	**T-B 2/2, K3**	**T-B 2/2, K4**	**T-B 2/2, K5**	**T-B 2/2, K6**
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07981	07982	07983	07983/Doppel	07984	07985	07986
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	150
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3500	10000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	17000	43000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	490	8800
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	21000	62000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	400
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2300	3800
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	14.000	15.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	30.000	35.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	12000	14000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	58000	68000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	310	320	560	510	120	3.100	3.900
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,5	96,1	96,5		98,5	92,0	83,3
Benzoesäure	mg/kg TS							

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**T-B 3/3, K1**	**T-B 3/3, K2**	**T-B 3/3, K3**	**T-B 3/3, K3**	**T-B 3/3, K4**	**T-B 3/3, K5**	**T-B 3/3, K6**	**T-B 3/3, K7**	**T-B 3/3, K8**
Probenahme		15.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004	18.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	6,00 - 7,00 m	7,00 - 8,00 m
Labor-Nummer		08051	08081	08082	08082/Doppel	08083	08084	08085	08086	08087
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	430	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3300	21000	680	230
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	13000	93000	3300	1100
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	230	1100	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	17.000	120.000	4000	1300
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	1500	7100	330	130
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	460	9.600	30.000	1.800	780
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1.100	23.000	74.000	4.500	2.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	320	8600	26000	1800	790
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	1900	43000	140000	8400	3700
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	310	<100	<100	<100	360	4.600	7.900	900	590
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	90,9	95,1	96,1		95,7	93,7	86,9	80,9	84,9

Proben-Bez.		**T-B 3/4, K1**	**T-B 3/4, K2**	**T-B 3/4, K3**	**T-B 3/4, K3**	**T-B 3/4, K4**	**T-B 3/4, K5**	**T-B 3/4, K6**	**T-B 3/4, K7**	**T-B 3/4, K8**
Probenahme		05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	05.12.2001	014.10.2004	06.12.2001	014.10.2005
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	6,00 - 7,00 m	7,00 - 8,00 m
Labor-Nummer		08088	08089	08090	08090/Doppel	08091	08092	08093	08094	08095
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	320	<100	330	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2.900	2.600	16.000	1.200	380
m/p-Xylole	µg/kg TS	360	<100	<100	<100	7.100	11.000	70.000	5.500	1.700
o-Xylole	µg/kg TS	140	<100	<100	<100	1700	150	850	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	500	<100	<100	<100	12.000	14.000	87.000	6.700	4.100
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	1100	5600	490	170
Mesitylen	µg/kg TS	390	<100	<100	<100	610	6.800	24.000	2.400	860
Pseudocumol	µg/kg TS	800	<100	<100	<100	1.700	17.000	60.000	6.000	2.200
Hemellitol	µg/kg TS	400	<100	<100	<100	<100	6.800	24.000	2.500	900
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	1600	<100	<100	<100	2.300	32.000	110.000	11.000	4.100
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	450	<100	<100	<100	1.700	2.600	11.000	900	440
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,8	95,9	94,5		97,2	95,7	87,8	85,0	84,1

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 4/3, K1	T-B 4/3, K2	T-B 4/3, K3	T-B 4/3, K3	T-B 4/3, K4	T-B 4/3, K5	T-B 4/3, K6
Probenahme		12.10.2004	13.10.2004	14.10.2004	15.10.2004	16.10.2004	17.10.2004	18.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07943	07944	07945	07945/Doppel	07946	07947	07948
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	300
Ethylbenzol	µg/kg TS	140	<100	150	140	740	2.600	21.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	1500	1.100	2.900	2.700	7.400	7.700	85.000
o-Xylole	µg/kg TS	630	720	500	480	320	240	1500
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	2300	1.800	3.600	3.300	8.500	11.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	290	1200	6700
Mesitylen	µg/kg TS	580	1.400	2.900	2.700	6.500	8.700	28.000
Pseudocumol	µg/kg TS	1.300	1.100	4.100	3.900	14.000	16.000	64.000
Hemellitol	µg/kg TS	750	1400	2.400	2.300	5.700	2.600	24.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	2.600	3.900	9.400	8.900	26.000	29.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.400	4.100	3.800	3.700	3.200	3.500	9.600
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,9	95,1	96,7		96,0	95,1	90,1

Proben-Bez.		T-B 4/4, K1	T-B 4/4, K2	T-B 4/4, K3	T-B 4/4, K3	T-B 4/4, K4	T-B 4/4, K5	T-B 4/4, K6
Probenahme		12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07949	07950	07951	07951/Doppel	07952	07953	07954
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	290
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	130	130	640	7.700	20.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	2.200	2.300	5.600	29.000	82.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	340	310	280	620	3100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	2.700	2.700	6.500	37.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	390	3500	6800
Mesitylen	µg/kg TS	<100	200	5.300	5.400	9.000	18.000	27.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	6.500	6.600	18.000	39.000	61.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	4.500	4.600	8.200	15.000	24.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	200	16.000	17.000	36.000	76.000	120.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.400	3.200	5.500	5.600	4.600	4.700	6.900
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	94,1	95,8	96,1		96,1	92,4	77,2

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 5/3, K1	T-B 5/3, K2	T-B 5/3, K3	T-B 5/3, K3	T-B 5/3, K4	T-B 5/3, K5	T-B 5/3, K6	T-B 5/3, K7	T-B 5/3, K8
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	15.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	6,00 - 7,00 m	7,00 - 8,00 m
Labor-Nummer		08020	08021	08022	08022/Doppel	08023	08024	08025	08026	08052
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	120	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	250	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	1.000	970	620	2.100	12.000	400	<100
m/p-Xylole	µg/kg TS	910	1.300	9.000	8.600	3.000	8.600	53.000	1.800	<100
o-Xylole	µg/kg TS	400	910	1.300	1.300	180	340	970	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	1.300	2.200	11.000	11.000	3.800	11.000	66.000	2.200	<100
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	530	510	260	870	3800	160	<100
Mesitylen	µg/kg TS	890	3.600	11.000	11.000	3.500	8.000	19.000	980	<100
Pseudocumol	µg/kg TS	2.300	6.600	28.000	27.000	9.200	21.000	50.000	2.600	230
Hemellitol	µg/kg TS	1.200	4.200	13.000	13.000	4.200	9.100	22.000	1.200	100
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	4.400	14.000	53.000	52.000	17.000	39.000	95.000	4.900	330
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.700	5.700	5.700	5.500	2.800	5.600	9.000	1.000	<100
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,8	96,9	95,4		96,5	81,2	90,7	86,3	88,8

Proben-Bez.		T-B 5/4, K1	T-B 5/4, K2	T-B 5/4, K3	T-B 5/4, K3	T-B 5/4, K4	T-B 5/4, K5	T-B 5/4, K6	T-B 5/4, K7	T-B 5/4, K8
Probenahme		15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004	15.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08043	08044	08045	08045/Doppel	08046	08047	08048	08049	08050
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	130	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	120	110	1.600	1.100	8.000	680	100
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	1.500	1.400	6.600	4.100	37.000	3.300	530
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	430	420	400	140	630	<100	<100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	2.100	1.900	8.600	5.300	46.000	4.000	630
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	710	510	3000	350	<100
Mesitylen	µg/kg TS	<100	240	4.100	4.000	9.100	4.700	16.000	2.000	480
Pseudocumol	µg/kg TS	140	<100	3.400	3.300	24.000	13.000	40.000	5.100	1.200
Hemellitol	µg/kg TS	<100	150	3.700	3.600	10.000	5.500	18.000	2.200	540
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	140	390	11.000	11.000	44.000	24.000	77.000	9.700	2.200
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.600	5.200	6.700	6.400	5.700	3.800	14.000	980	440
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	97,7	91,2	95,7		95,9	96,6	89,7	87,3	87,6

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 6/3, K1	T-B 6/3, K2	T-B 6/3, K3	T-B 6/3, K3	T-B 6/3, K4	T-B 6/3, K5	T-B 6/3, K6
Probenahme		11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07908	07909	07910	07910/Doppel	07911	07912	07913
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	120	320
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	2.000	8.400	21.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	390	<100	530	540	12.000	26.000	85.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	330	550	1400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	390	<100	530	540	14.000	35.000	110.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	880	2600	5400
Mesitylen	µg/kg TS	1.400	<100	810	810	9.900	15.000	23.000
Pseudocumol	µg/kg TS	2.800	<100	1.800	1.800	23.000	36.000	58.000
Hemellitol	µg/kg TS	1.600	<100	940	950	10.000	16.000	25.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	5.800	<100	3.600	3.600	44.000	70.000	110.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.000	<100	1.000	1.100	4.800	6.100	12.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,8	95,7	94,2		95,9	95,4	87,7

Proben-Bez.		T-B 6/4, K1	T-B 6/4, K2	T-B 6/4, K3	T-B 6/4, K3	T-B 6/4, K4	T-B 6/4, K5	T-B 6/4, K6
Probenahme		12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004	12.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07955	07956	07957	07957/Doppel	07958	07959	07960
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	210
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	590	610	810	8.200	15.000
m/p-Xylole	µg/kg TS	510	<100	5.900	6.000	4.600	20.000	63.000
o-Xylole	µg/kg TS	150	<100	430	440	230	610	1100
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	660	<100	6.900	7.100	5.600	29.000	79.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	450	460	480	3000	4500
Mesitylen	µg/kg TS	770	<100	7.200	7.300	5.500	16.000	19.000
Pseudocumol	µg/kg TS	1.500	<100	16.000	16.000	13.000	37.000	46.000
Hemellitol	µg/kg TS	810	<100	7.600	7.800	5.600	14.000	19.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	3.100	<100	31.000	32.000	25.000	70.000	89.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	1.600	3.400	4.000	4.200	2.700	5.300	6.500
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,8	96,6	96,2		96,9	93,5	88,2

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**T-B 7/3, K1**	**T-B 7/3, K2**	**T-B 7/3, K3**	**T-B 7/3, K3**	**T-B 7/3, K4**	**T-B 7/3, K5**	**T-B 7/3, K6**
Probenahme		14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		08008	08009	08010	08010/Doppel	08011	08012	08013
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	720	780	830	1.000	4.400
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	180	3.000	3.100	3.400	3.700	19.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	860	900	180	190	680
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	180	4.600	4.800	4.400	4.900	24.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	340	360	320	420	1400
Mesitylen	µg/kg TS	<100	370	5.500	5.500	4.000	3.700	7.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	410	12.000	12.000	10.000	9.600	19.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	390	5.800	5.900	4.500	4.300	8.900
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	1200	24.000	24.000	19.000	18.000	36.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	670	3.700	5.700	6.100	2.300	2.900	7.900
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,7	95,5	94,6		95,5	96,2	89,4
Benzoesäure	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4		<0,4	<0,4	<0,4
pH-Wert	-	5,7	5,6	5,3		5,2	5,3	4,9
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	210	< 50	<100		<100	<100	<100
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	52	11	13		<8	<8	<8
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	54	54	24		30	12	39
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	<4	<4	<4		<4	<4	<4
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	0,05	0,05	0,07		0,06		
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	24	23,25	17,5		24,75		
TOC	mg/kg TS	4.400	4.210	6.460		2.660	2.860	6.700
DOC im S4-Eluat	mg/l	5,5	4,1	2,8		2,4	16	23
Karbonat	mg/kg TS		<10			<10		<10
Eisen	mg/kg TS	3.500	2.300	2.800		2.000	1.500	1.800
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	0,3	<0,1	0,1		0,3	0,5	0,6
MKW > C40 im S4-Eluat	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1
Korngrößenverteilung	mm							
Porenanteil	Vol. %							
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s							

Proben-Bez.			**T-B 7/4, K1**	**T-B 7/4, K2**	**T-B 7/4, K3**	**T-B 7/4, K3**	**T-B 7/4, K4**	**T-B 7/4, K5**	**T-B 7/4, K6**
Probenahme			14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004	14.10.2004
Entnahmetiefe			0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00 - 3,00 m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer			08014	08015	08016	08016/Doppel	08017	08018	08019
Benzol	µg/kg TS		<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS		<100	<100	<100	<100	<100	100	<100
Ethylbenzol	µg/kg TS		<100	110	440	440	910	2.100	5.300
m/p-Xylole	µg/kg TS		<100	510	2.900	2.900	2.900	6.200	22.000
o-Xylole	µg/kg TS		<100	<100	360	340	290	340	630
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS		<100	620	3.700	3.700	4.100	8.700	28.000
Styrol	µg/kg TS		<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Cumol	µg/kg TS		<100	180	330	330	380	850	1900
Mesitylen	µg/kg TS		330	3.000	8.300	8.100	4.200	5.400	10.000
Pseudocumol	µg/kg TS		430	5.100	18.000	18.000	11.000	15.000	28.000
Hemellitol	µg/kg TS		150	2.500	9.700	9.700	5.200	7.100	13.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS		910	11.000	36.000	36.000	21.000	28.000	53.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS		3.700	7.300	9.500	10.000	3.800	11.000	11.000
MKW > C40	mg/kg TS		<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS		nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%		93,3	95,9	94,2		94,5	94,3	90,5

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		T-B 8/3, K1	T-B 8/3, K2	T-B 8/3, K3	T-B 8/3, K3	T-B 8/3, K4	T-B 8/3, K5	T-B 8/3, K6
Probenahme		11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004
Entnahmetiefe		0,00-1,00 m	1,00-2,00 m	2,00-3,00 m	2,00-3,00 m	3,00-4,00 m	4,00-5,00 m	5,00-6,00 m
Labor-Nummer		07896	07897	07898	07898/Doppel	07899	07900	07901
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	640	440
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	550	530	2.500	16.000	8.800
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	3.400	3.300	8.500	65.000	39.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	280	290	220	9900	6900
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	4.200	4.100	11.000	92.000	55.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	430	330
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	150	130	740	4100	2400
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	5.300	4.900	5.600	21.000	12.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	17.000	16.000	19.000	59.000	33.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	10.000	10.000	9.500	27.000	15.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	32.000	31.000	35.000	110.000	63.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	460	260	7.500	7.400	5.500	13.000	10.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	90,4	94,1	94,3		95,7	92,5	86,3

Proben-Bez.		T-B 8/4, K1	T-B 8/4, K2	T-B 8/4, K3	T-B 8/4, K3	T-B 8/4, K4	T-B 8/4, K5	T-B 8/4, K6
Probenahme		11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004	11.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07902	07903	07904	07904/Doppel	07905	07906	07907
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	200
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	390	380	2.100	5.500	8.900
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	1.200	1.200	6.200	17.000	38.000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	100	110	220	830	2.400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	1.700	1.700	8.500	23.000	50.000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	170
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	170	150	720	1300	2700
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	2.900	2.600	4.900	6.900	13.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	7.800	7.100	15.000	21.000	32.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	4.500	4.300	7.100	9.600	14.000
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	15.000	14.000	28.000	39.000	62.000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	220	220	5.500	5.600	4.800	6.800	8.300
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	92,3	96,6	94,9		93,6	94,7	85,2

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

Endbeprobung

Proben-Bez.		**V-K 9/3, K1**	**V-K 9/3, K2**	**V-K 9/3, K3**	**V-K 9/3, K3**	**V-K 9/3, K4**	**V-K 9/3, K5**	**V-K 9/3, K6**
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07987	07988	07989	07989/Doppel	07990	07991	07907
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	130
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3500	6800
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	18000	30000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2000	6400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	24000	43000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	230
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	1900	2300
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	10.000	10.000
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	24.000	23.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	10000	9200
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	46000	45000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	3.100	3.000
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	91,6	96,6	96,6		98,1	92,5	84,5
Benzoesäure	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4		<0,4	<0,4	<0,4
pH-Wert	-	6,9	6,6	6,3		6,2	5,6	5,7
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS	420	< 50	<100		<100	<100	<100
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS	<2	<2	<2		<2	<2	<2
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS	52	9,2	<8		<8	<8	<8
Bodenatmung	mgCO_2/24h kg TS	77	21	29		19	20	20
Dehydrogenase	µg TPF/16h g TS	<4	<4	<4		<4	<4	<4
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS	0,05	0,03	1,25		0,00		
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS	26,0	25,5	32,0		32,0		
TOC	mg/kg TS	4.770	320	240		180	1.920	2.990
DOC im S4-Eluat	mg/l	17	1,6	1,5		8,9	21,0	23,0
Karbonat	mg/kg TS		<10			<10		<10
Eisen	mg/kg TS	3.300	3.100	2.500		1.300	1.400	2.000
Kohlenwasserstoffindex im S4-Eluat	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	0,5	0,1
MKW > C40	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1

alphacon, 17.11.04

Proben-Bez.		V-K 9/4, K1	V-K 9/4, K2	V-K 9/4, K3	V-K 9/4, K3	V-K 9/4, K4	V-K 9/4, K5	V-K 9/4, K6
Probenahme		13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004	13.10.2004
Entnahmetiefe		0,00 - 1,00 m	1,00 - 2,00 m	2,00 - 3,00 m	2,00-3,00m	3,00 - 4,00 m	4,00 - 5,00 m	5,00 - 6,00 m
Labor-Nummer		07993	07994	07995	07995/Doppel	07996	07997	07998
Benzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Toluol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	110
Ethylbenzol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	4400	8000
m/p-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	23000	36000
o-Xylole	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2000	7400
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	29000	52000
Styrol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	260
Cumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	2800	2600
Mesitylen	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	15.000	9.400
Pseudocumol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	33.000	20.000
Hemellitol	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	14000	8900
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	65000	41000
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	4.300	8.300
MKW > C40	mg/kg TS	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Trockensubstanz	%	93,2	97,1	96,7		95,4	93	82,4
Korngrößenverteilung	mm							
Porenanteil	Vol. %							
Durchlässigkeitsbeiwert	m/s							

Anhang 2.1: Analysendaten TL Schäferhof-Süd

alphacon, 17.11.04

Endbeprobung

Proben-Bez.		**Beprobung Vuk-B10/3 und Vuk-B10/4 ausgefallen**						
Probenahme								
Entnahmetiefe								
Labor-Nummer								
Benzol	µg/kg TS							
Toluol	µg/kg TS							
Ethylbenzol	µg/kg TS							
m/p-Xylole	µg/kg TS							
o-Xylole	µg/kg TS							
Summe nachgew.BTEX	µg/kg TS							
Styrol	µg/kg TS							
Cumol	µg/kg TS							
Mesitylen	µg/kg TS							
Pseudocumol	µg/kg TS							
Hemellitol	µg/kg TS							
Summe nachgew.Aromaten	µg/kg TS							
Kohlenwasserstoffindex	mg/kg TS							
MKW > C40	mg/kg TS							
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TS							
Trockensubstanz	%							

pH-Wert	-							
Gesamt-Stickstoff	mg/kg TS							
Verf.Ammonium-Stickstoff	mg/kg TS							
Verf. Nitrat-Stickstoff	mg/kg TS							
Verf. Phosphat-P	mg/kg TS							
Bodenatmung, pot. mgCO2/24h kg TS								
Dehydrogenase µg TPF/16h g TS								
Nitrifikation: Nitrat/ Nitrit-Bildung	mg N/ kg TS							
Nitrifikation: Ammonium-Verbrauch	mg N/ kg TS							
TOC	mg/kg TS							
DOC im S4-Eluat	mg/l							

Anhang 2.2: Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (T-B11) am TL Schäferhof-Süd

Proben-Bez.		**K 3, IV 1**	**K 3, IV 2**	**K 3, IV 3**	**K 3, IV 4**	**K 3, IV 5**	**K 3, IV 6**	**K 3, IV 7**	**K 3, IV 8**	**K 3, IV 9**	**K 3, IV 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		IV 1	IV 2	IV 3	IV 4	IV 5	IV 6	IV 7	IV 8	IV 9	IV 10			
Labor-Nummer		DY 090	DY 091	DY 092	DY 093	DY 094	DY 095	DY 096	DY 097	DY 098	DY 099	IV 1-10	IV 1-10	IV 1-10
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	1.200	1.200	1.300	990	1.200	1.300	1.100	2.100	1.300	1.200	1.289	285	22
m/p-Xylole	µg/kg OS	3.300	3.300	3.500	2.700	3.400	3.600	3.400	5.600	3.700	3.600	3.610	713	20
o-Xylole	µg/kg OS	1.900	1.700	1.600	1.300	1.600	1.800	1.800	1.900	1.900	1.800	1.730	179	10
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**6.400**	**6.200**	**6.400**	**5.000**	**6.200**	**6.700**	**6.300**	**9.600**	**6.900**	**6.600**	**6.630**	**1.102**	**17**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg OS	450	470	500	390	470	520	440	790	520	450	500	104	21
Mesitylen	µg/kg OS	6.000	6.400	6.100	4.900	6.200	6.900	6.300	8.900	6.600	6.500	6.480	951	15
Pseudocumol	µg/kg OS	16.000	17.000	17.000	13.000	17.000	18.000	17.000	24.000	18.000	17.000	17.400	2.577	15
Hemellitol	µg/kg OS	6.300	6.900	6.600	5.300	6.600	7.300	6.600	9.200	6.900	6.800	6.850	929	14
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**29.000**	**31.000**	**30.000**	**24.000**	**30.000**	**33.000**	**30.000**	**43.000**	**32.000**	**31.000**	**31.300**	**4.518**	**14**
Proben-Bez.		**K 3, E 1**	**K 3, E 2**	**K 3, E 3**	**K 3, E 4**	**K 3, E 5**	**K 3, E 6**	**K 3, E 7**	**K 3, E 8**	**K 3, E 9**	**K 3, E 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		3,1	3,2	3,3	3,4	3,5	3,6	3,7	3,8	3,9	4,0			
Labor-Nummer		DY 100	DY 101	DY 102	DY 103	DY 104	DY 105	DY 106	DY 107	DY 108	DY 109			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	120	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120		
Ethylbenzol	µg/kg OS	300	890	1.600	2.300	890	1.200	1.200	870	1500	600	1.135	537	47
m/p-Xylole	µg/kg OS	580	1.900	4.200	6.800	2.600	3.800	4.400	3.000	3.600	1.900	3.278	1.628	50
o-Xylole	µg/kg OS	460	1.500	2.500	3.700	1.300	1.800	2.000	1000	480	940	1.568	941	60
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**1.300**	**4.300**	**8.300**	**13.000**	**4.800**	**6.800**	**7.600**	**4.900**	**5.600**	**3.400**	**6.000**	**3.034**	**51**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	120	< 100	< 100	< 100	< 100	210	< 100	165	45	27
Cumol	µg/kg OS	< 100	340	610	760	310	420	450	340	600	230	451	162	36
Mesitylen	µg/kg OS	1.100	4.500	7.500	10.000	4.400	5.900	7.200	4.900	5.000	3.100	5.360	2.346	44
Pseudocumol	µg/kg OS	2.700	13.000	20.000	28.000	12.000	16.000	20.000	13.000	13.000	8.200	14.590	6.609	45
Hemellitol	µg/kg OS	1.100	4.900	8.000	11.000	4.600	6.200	7.900	5.200	5.200	3.300	5.740	2.602	45
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**4.900**	**23.000**	**36.000**	**50.000**	**21.000**	**29.000**	**36.000**	**23.000**	**24.000**	**15.000**	**26.190**	**11.823**	**45**

Anhang 2.2: Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (T-B11) am TL Schäferhof-Süd

Proben-Bez.		**K 4, IV 1**	**K 4, IV 2**	**K 4, IV 3**	**K 4, IV 4**	**K 4, IV 5**	**K 4, IV 6**	**K 4, IV 7**	**K 4, IV 8**	**K 4, IV 9**	**K 4, IV 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe			IV 1	IV 2	IV 3	IV 4	IV 5	IV 6	IV 7	IV 8	IV 9			
Labor-Nummer		DY 110	DY 111	DY 112	DY 113	DY 114	DY 115	DY 116	DY 117	DY 118	DY 119			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	1.700	1.500	1.500	1.500	1.500	1.600	1.500	1.500	1.600	1.700	1.560	80	5
m/p-Xylole	µg/kg OS	3.900	3.300	3.400	3.600	3.500	3.700	3.500	3.700	3.700	4.100	3.640	224	6
o-Xylole	µg/kg OS	300	240	310	300	300	440	430	450	430	460	366	79	21
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**5.900**	**5.000**	**5.200**	**5.400**	**5.300**	**5.700**	**5.400**	**5.700**	**5.700**	**6.300**	**5.560**	**358**	**6**
Styrol	µg/kg OS	220	190	200	200	200	210	200	210	210	230	207	11	5
Cumol	µg/kg OS	670	570	590	600	600	620	600	610	620	690	617	35	6
Mesitylen	µg/kg OS	5.100	4.300	4.600	4.800	4.700	5.200	4.900	5.100	5.300	5.800	4.980	397	8
Pseudocumol	µg/kg OS	13.000	11.000	12.000	13.000	13.000	14.000	13.000	14.000	14.000	15.000	13.200	1.077	8
Hemellitol	µg/kg OS	5.300	4.500	5.000	5.200	5.100	5.700	5.400	5.600	5.800	6.300	5.390	470	9
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**24.000**	**21.000**	**22.000**	**24.000**	**24.000**	**26.000**	**24.000**	**26.000**	**26.000**	**28.000**	**24.500**	**1.962**	**8**
Proben-Bez.		**K 4, E 1**	**K 4, E 2**	**K 4, E 3**	**K 4, E 4**	**K 4, E 5**	**K 4, E 6**	**K 4, E 7**	**K 4, E 8**	**K 4, E 9**	**K 4, E 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		4,1	4,2	4,3	4,4	4,5	4,6	4,7	4,8	4,9	5,0			
Labor-Nummer		DY 120	DY 121	DY 122	DY 123	DY 124	DY 125	DY 126	DY 127	DY 128	DY 129			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	1.100	1.100	1.800	3.700	1.500	1.300	610	930	2.100	1.600	1.574	820	52
m/p-Xylole	µg/kg OS	2.700	2.600	4.300	8.800	3.500	3.000	1.400	2.100	4.700	3.500	3.660	1.949	53
o-Xylole	µg/kg OS	1.200	1.200	790	590	210	180	< 100	110	210	140	514	425	83
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**5.000**	**4.900**	**6.900**	**13.000**	**5.200**	**4.500**	**2.000**	**3.100**	**7.000**	**5.200**	**5.680**	**2.827**	**50**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	500	200	170	< 100	120	270	200	243	123	51
Cumol	µg/kg OS	450	400	630	1.400	580	510	240	340	750	580	588	305	52
Mesitylen	µg/kg OS	5.100	4.900	5.700	11.000	4.100	3.900	1.700	2.400	5.500	4.200	4.850	2.384	49
Pseudocumol	µg/kg OS	14.000	13.000	15.000	28.000	11.000	10.000	4.600	6.400	14.000	11.000	12.700	6.010	47
Hemellitol	µg/kg OS	5.600	5.300	5.900	11.000	4.200	4.200	1.900	2.600	5.800	4.500	5.100	2.339	46
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**25.000**	**24.000**	**27.000**	**52.000**	**20.000**	**19.000**	**8.400**	**12.000**	**26.000**	**20.000**	**23.340**	**11.127**	**48**
Proben-Bez.		**K 4, MP 1**	**K 4, MP 2**	**K 4, MP 3**	**K 4, MP 4**	**K 4, MP 5**	**K 4, MP 6**	**K 4, MP 7**	**K 4, MP 8**	**K 4, MP 9**	**K 4, MP 10**	**Mittelwert**	**StabWN**	**StabWN %**
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		MP 1	MP 2	MP 3	MP 4	MP 5	MP 6	MP 7	MP 8	MP 9	MP 10			
Labor-Nummer		DY 150	DY 151	DY 152	DY 153	DY 154	DY 155	DY 156	DY 157	DY 158	DY 159			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Ethylbenzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
m/p-Xylole	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	< 100	120	0	0
o-Xylole	µg/kg OS	160	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	160	0	0
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**160**								**120**		**140**	**20**	**14**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Mesitylen	µg/kg OS	840	720	790	740	790	950	800	850	910	770	816	69	8
Pseudocumol	µg/kg OS	2.600	2.100	2.400	2.200	2.400	2.900	2.500	2.600	2.800	2.400	2.490	234	9
Hemellitol	µg/kg OS	1.300	1.200	1.200	1.200	1.200	1.500	1.300	1.400	1.400	1.300	1.300	100	8
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**4.700**	**4.000**	**4.400**	**4.100**	**4.400**	**5.400**	**4.600**	**4.900**	**5.100**	**4.500**	**4.610**	**411**	**9**

Anhang 2.2: Analysenergebnisse der BTEX-Testsondierung (T-B11) am TL Schäferhof-Süd

Proben-Bez.		K 6, IV 1	K 6, IV 2	K 6, IV 3	K 6, IV 4	K 6, IV 5	K 6, IV 6	K 6, IV 7	K 6, IV 8	K 6, IV 9	K 6, IV 10	Mittelwert	StabWN	StabWN %
		IV 1	IV 2	IV 3	IV 4	IV 5	IV 6	IV 7	IV 8	IV 9	IV 10			
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe														
Labor-Nummer		DY 130	DY 131	DY 132	DY 133	DY 134	DY 135	DY 136	DY 137	DY 138	DY 139			
Benzol	µg/kg OS	120	< 100	< 100	< 100	120	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	120	0	0
Toluol	µg/kg OS	240	150	160	170	290	160	120	130	140	120	168	52	31
Ethylbenzol	µg/kg OS	15.000	10.000	11.000	11.000	15.000	10.000	7.600	8.800	9.300	7.400	10.510	2.527	24
m/p-Xylole	µg/kg OS	33.000	23.000	25.000	27.000	36.000	24.000	18.000	21.000	22.000	17.000	24.600	5.748	23
o-Xylole	µg/kg OS	1.800	1.300	1.300	1.400	1.600	1.300	970	1.200	1.200	940	1.301	247	19
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**50.000**	**34.000**	**37.000**	**40.000**	**53.000**	**35.000**	**27.000**	**31.000**	**33.000**	**25.000**	**36.500**	**8.605**	**24**
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100		
Cumol	µg/kg OS	5.000	3.400	3.700	3.900	5.300	3.600	2.700	3.000	3.200	2.600	3.640	855	23
Mesitylen	µg/kg OS	29.000	20.000	24.000	24.000	33.000	22.000	16.000	18.000	19.000	15.000	22.000	5.404	25
Pseudocumol	µg/kg OS	73.000	51.000	62.000	62.000	84.000	57.000	44.000	47.000	50.000	40.000	57.000	12.954	23
Hemellitol	µg/kg OS	31.000	21.000	26.000	25.000	34.000	23.000	18.000	19.000	20.000	16.000	23.300	5.478	24
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**140.000**	**95.000**	**120.000**	**110.000**	**160.000**	**110.000**	**81.000**	**87.000**	**92.000**	**74.000**	**106.900**	**25.727**	**24**

Proben-Bez.		K 6, E 1	K 6, E 2	K 6, E 3	K 6, E 4	K 6, E 5	K 6, E 6	K 6, E 7	K 6 E 8	K 6, E 9	K 6, E 10	Mittelwert	StabWN	StabWN %
Probenahme		13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002	13.06.2002			
Entnahmetiefe		5,1	5,2	5,3	5,4	5,5	5,6	5,7	5,8	5,9	6,0			
Labor-Nummer		DY 140	DY 141	DY 142	DY 143	DY 144	DY 145	DY 146	DY 147	DY 148	DY 149			
Benzol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	< 100	180	150	150	< 100	< 100	< 100	160	14	9
Toluol	µg/kg OS	< 100	< 100	< 100	170	310	230	190	< 100	< 100	< 100	225	54	24
Ethylbenzol	µg/kg OS	770	760	1.200	11.000	20.000	15.000	14.000	4900	< 100	< 100	8.454	7.044	83
m/p-Xylole	µg/kg OS	1.600	1.600	2.500	25.000	44.000	35.000	32.000	11.000	240	150	15.309	16.121	105
o-Xylole	µg/kg OS	< 100	< 100	130	1.400	2.200	1.800	2.000	780	< 100	< 100	1.385	725	52
Summe nachgew.BTEX	**µg/kg OS**	**2.400**	**2.400**	**3.800**	**38.000**	**67.000**	**52.000**	**48.000**	**17.000**	**240**	**150**	**23.099**	**24.332**	**105**
		0,00	0,00											
Styrol	µg/kg OS	< 100	< 100	140	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	140	0	0
Cumol	µg/kg OS	310	270	410	3.700	6.900	5.100	4.500	1600	< 100	< 100	2.849	2.386	84
Mesitylen	µg/kg OS	1.800	1.600	2.300	22.000	39.000	31.000	27.000	8.900	230	130	13.396	14.110	105
Pseudocumol	µg/kg OS	4.800	4.200	6.200	57.000	96.000	79.000	68.000	23.000	620	360	33.918	35.262	104
Hemellitol	µg/kg OS	2.000	1.700	2.500	23.000	40.000	33.000	29.000	9.400	270	160	14.103	14.737	104
Summe nachgew.Aromaten	**µg/kg OS**	**8.900**	**7.800**	**12.000**	**110.000**	**180.000**	**150.000**	**130.000**	**43.000**	**1.100**	**650**	**64.345**	**66.807**	**104**

Anhang 2.3

Tab. 1: Interne und externe Qualitätssicherung (QS) bei der Startbeprobung, MKW-Gehalte nach DIN ISO 16703 und ISO TR 11046.

Proben-Nr.		interne QS (U-Nord)					externe QS	Vergleich
		MKW [mg/kg]	MKW [mg/kg]	MKW-Mittel [mg/kg]	StabWN %	*MKW n. ISO TR 11046 [mg/kg]*	MKW [mg/kg]	ext. QS zu int. QS [%]
T- B1/1	K 3	520	550	**535**	2,8		**260**	49
T- B1/2	K 3	960	880	**920**	4,3	*270*	**360**	39
T- B2/1	K 3	2.800	3.000	**2.900**	3,4		**2.700**	93
T- B2/2	K 3	200	190	**195**	2,6	*100*	**100**	51
T- B3/1	K 3	< 100	< 100	**< 100**			**< 50**	
T- B3/2	K 3	< 100	370	**370**	0,0	*34*	**< 50**	
T- B4/1	K 3	3.900	4.300	**4.100**	4,9		**2.900**	71
T- B4/2	K 3	6.500	6.500	**6.500**	0,0	*5.200*	**4.900**	75
T- B5/1	K 3	6.100	5.700	**5.900**	3,4		**4.300**	73
T- B5/2	K 3	6.000	5.600	**5.800**	3,4	*4.300*	**4.800**	83
T- B6/1	K 3	450	1.600	**1.025**	56,1		**210**	20
T- B6/2	K 3	5.200	4.600	**4.900**	6,1	*3.700*	**4.500**	92
T- B7/1	K 3	8.700	8.900	**8.800**	1,1		**11.000**	125
T- B7/2	K 3	6.000	6.300	**6.150**	2,4	*4.400*	**4.500**	73
T- B8/1	K 3	6.500	6.000	**6.250**	4,0		**4.700**	75
T- B8/2	K 3	4.800	5.400	**5.100**	5,9	*3.700*	**3.700**	73
Vk-B9/1	K 3	310	380	**345**	10,1		**< 50**	
Vk-B9/2	K 3	< 100	< 100	**< 100**		*42*	**< 50**	
Vuk-B10/1	K 3	190	200	**195**	2,6		**< 50**	
Vuk-B10/2	K 3	< 100	< 100	**< 100**		*94*	**< 50**	

Tab. 2: Interne Qualitätssicherung (QS) bei der Startbeprobung, BTEX- und Alkylbenzolgehalte n. DIN 38407- F9.

Proben-Nr.		BTEX [µg/kg]	BTEX [µg/kg]	Mittel-wert [µg/kg]	StabWN %	Alkyl-benzole [µg/kg]	Alkyl-benzole [µg/kg]	Mittel-wert [µg/kg]	StabWN %
T- B1/1	K 3	1.200	1.200	**1.200**	0,0	11.000	12.000	**11.500**	4,3
T- B1/2	K 3	1.200	1.800	**1.500**	20,0	15.000	17.000	**16.000**	6,3
T- B2/1	K 3	290	290	**290**	0,0	2.200	2.600	**2.400**	8,3
T- B2/2	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	
T- B3/1	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	
T- B3/2	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	
T- B4/1	K 3	12.000	8.700	**10.350**	15,9	28.000	21.000	**24.500**	14,3
T- B4/2	K 3	15.000	8.600	**11.800**	27,1	23.000	12.000	**17.500**	31,4
T- B5/1	K 3	26.000	36.000	**31.000**	16,1	81.000	59.000	**70.000**	15,7
T- B5/2	K 3	43.000	30.000	**36.500**	17,8	82.000	62.000	**72.000**	13,9
T- B6/1	K 3	270	200	**235**	14,9	2.300	1.600	**1.950**	17,9
T- B6/2	K 3	20.000	33.000	**26.500**	24,5	53.000	32.000	**42.500**	24,7
T- B7/1	K 3	21.000	18.000	**19.500**	7,7	54.000	46.000	**50.000**	8,0
T- B7/2	K 3	7.500	7.900	**7.700**	2,6	28.000	28.000	**28.000**	0,0
T- B8/1	K 3	10.000	9.900	**9.950**	0,5	40.000	42.000	**41.000**	2,4
T- B8/2	K 3	2.700	4.400	**3.550**	23,9	11.000	16.000	**13.500**	18,5
Vk-B9/1	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	
Vk-B9/2	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	
Vuk-B10/1	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	
Vuk-B10/2	K 3	< 100	< 100	**< 100**		< 100	< 100	**< 100**	

Tab. 3: Interne Qualitätssicherung (QS) bei der Abschlussbeprobung, MKW-Gehalte nach DIN ISO 16703.

Proben-Nr.		MKW [mg/kg]	MKW [mg/kg]	MKW-Mittel [mg/kg]	StabWN %
T- B1/3	K 3	430	430	**430**	**0,0**
T- B1/4	K 3	<100	<100	<100	
T- B2/3	K 3	4.700	4.900	**4.800**	**2,1**
T- B2/4	K 3	560	510	**535**	**4,7**
T- B3/3	K 3	<100	<100	**< 100**	
T- B3/4	K 3	<100	<100	**< 100**	
T- B4/3	K 3	3.800	3.700	**3.750**	**1,3**
T- B4/4	K 3	5.500	5.600	**5.550**	**0,9**
T- B5/3	K 3	5.700	5.500	**5.600**	**1,8**
T- B5/4	K 3	6.700	6.400	**6.550**	**2,3**
T- B6/3	K 3	1.000	1.100	**1.050**	**4,8**
T- B6/4	K 3	4.000	4.200	**4.100**	**2,4**
T- B7/3	K 3	5.700	6.100	**5.900**	**3,4**
T- B7/4	K 3	9.500	10.000	**9.750**	**2,6**
T- B8/3	K 3	7.500	7.400	**7.450**	**0,7**
T- B8/4	K 3	5.500	5.600	**5.550**	**0,9**
Vk-B9/3	K 3	<100	<100	**< 100**	
Vk-B9/4	K 3	<100	<100	**< 100**	

Tab. 4: Interne Qualitätssicherung (QS) bei der Abschlussbeprobung, BTEX- und Alkylbenzolgehalte n. DIN 38407- F9.

Proben-Nr.		BTEX [µg/kg]	BTEX [µg/kg]	Mittel-wert [µg/kg]	StabWN %	Alkyl-benzole [µg/kg]	Alkyl-benzole [µg/kg]	Mittel-wert [µg/kg]	StabWN %
T- B1/3	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	
T- B1/4	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	
T- B2/3	K 3	<100	<100	**<100**		2.200	2.200	**2.200**	0,0
T- B2/4	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	
T- B3/3	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	
T- B3/4	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	
T- B4/3	K 3	3.600	3.300	**3.450**	4,3	9.400	8.900	**9.150**	2,7
T- B4/4	K 3	2.700	2.700	**2.700**	0,0	16.000	17.000	**16.500**	3,0
T- B5/3	K 3	11.000	11.000	**11.000**	0,0	53.000	52.000	**52.500**	1,0
T- B5/4	K 3	2.100	1.900	**2.000**	5,0	11.000	11.000	**11.000**	0,0
T- B6/3	K 3	530	540	**535**	0,9	3.600	3.600	**3.600**	0,0
T- B6/4	K 3	6.900	7.100	**7.000**	1,4	31.000	32.000	**31.500**	1,6
T- B7/3	K 3	4.600	4.800	**4.700**	2,1	24.000	24.000	**24.000**	0,0
T- B7/4	K 3	3.700	3.700	**3.700**	0,0	36.000	36.000	**36.000**	0,0
T- B8/3	K 3	4.200	4.100	**4.150**	1,2	32.000	31.000	**31.500**	1,6
T- B8/4	K 3	1.700	1.700	**1.700**	0,0	15.000	14.000	**14.500**	3,4
Vk-B9/3	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	
Vk-B9/4	K 3	<100	<100	**<100**		<100	<100	**< 100**	

Anhang 2.4

Umweltschutz Nord GmbH & Co. Analytisches Labor	**Prüfungsvorschrift**	AQS-SPV-306
	Prüfanweisungen	Revision 1
		Seite 1/6

Bestimmung von Benzoesäure in Bodenproben

Inhaltsverzeichnis

ZIELSETZUNG 2
KURZBESCHREIBUNG 2
STÖRUNGEN 2
1. SUBSTANZEN 2
2. GERÄTE UND CHEMIKALIEN 2
3. STANDARDLÖSUNGEN 3
3.1 KALIBRIERSTANDARDS 3
3.2 KONTROLLSTANDARD 3
4. PROBENVORBEREITUNG 4
4.1 PROBENAUFBEREITUNG 4
4.2 BLINDWERTBESTIMMUNG 4
4.3 BESTIMMUNG DER WIEDERFINDUNG 4
5. MESSUNG 4
5.1 HPLC-PARAMETER 4
5.2 CHROMATOGRAMM 5
5.3 RETENTIONSZEITEN (TYPISCH; ABHÄNGIG VOM ZUSTAND DER HPLC - TRENNSÄULE) 5
5.4 ERSTELLEN DER KALIBRIERFUNKTION: 5
5.5 MESSUNG DES KONTROLLSTANDARDS 5
6. AUSWERTUNG UND BERECHNUNG 6
6.1 BERECHNUNG DER STEIGUNG DER KALIBRIERFUNKTION 6
6.2 BERECHNUNG DES MULTIPLIKATORS 6
6.3 BERECHNUNGSFORMEL 6
6.4 ANGABE DES ERGEBNISSES 6
7. REGELKARTEN 6

	Erstellt	Geprüft und Freigegeben	gültig ab
Name			
Datum			

Zielsetzung

Diese Prüfungsvorschrift ist geeignet zur Bestimmung von Benzoesäure in Bodenproben.

Kurzbeschreibung

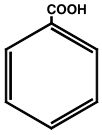
Benzoesäure wird nach Extraktion, eventueller Verdünnung/Anreicherung und Filtration direkt mittels HPLC und UV-Detektion bestimmt.

Störungen

Substanzen die im gleichen Spektralbereich Licht absorbieren und ähnliche chromatographische Eigenschaften aufweisen, können zu Störungen in der Bestimmung führen.

1. Substanzen

1.1 Benzoesäure



Molare Masse: 122,12 g/mol
Summenformel: $C_7H_6O_2$
MAK-Wert: -

2. Geräte und Chemikalien

2.1 Acetonitril z.B. Fisher Art.Nr.: A/0630 PB17
2.2 Wasser z.B. Merck Art.Nr.: 1.15333.2500
2.3 Wasser pH 3,5
2.4 Benzoesäure min. 99,9 %
2.5 HPLC-Säule, z.B. Agilent Zorbax Eclipse 4,6 x150; 5 µm XDB C8; Art.Nr.: 993967-906
2.6 HPLC-Anlage mit Pumpe und UV-Detektor z.B. Milton-Roy / Agilent
2.7 Personal Computer mit Auswertesoftware z.B. HP-Chemstation
2.8 Einwegspritzenfilter 0,2 µm, z.B. M &N Nr. 718007
2.9 Tetrahydrofuran Uvasol, z.B. Merck
2.10 Laborübliche Gerätschaften

Herstellung von 2.3: Wasser pH 3,5

1000 ml dest. Wasser (2.2) werden mit 1-molarer Schwefelsäure auf den pH von 3,5 eingestellt.

3. Standardlösungen

3.1 Kalibrierstandards

3.1.1 Benzoesäure-Stammlösung 10000 mg/l
3.1.2 Benzoesäure-Lösung 20 mg/l
3.1.3 Benzoesäure-Lösung 10 mg/l
3.1.4 Benzoesäure-Lösung 1 mg/l
3.1.5 Benzoesäure-Lösung 0,2 mg/l
3.1.6 Benzoesäure-Lösung 0,1 mg/l

Herstellung von 3.1.1: Benzoesäure -Stammlösung (10000 mg/l)
Von der Benzoesäure werden genau 1000 mg in einen 100 ml - Messkolben eingewogen und mit 50 ml Acetonitril (2.1) versetzt. Nach vollständiger Auflösung und Temperierung auf 20 °C wird bis zur Eichmarke mit Acetonitril (2.1) aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.2: Benzoesäure (20,0 mg/l)
0,2 ml der Stammlösung (3.1) werden in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20° C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.3: Benzoesäure (10 mg/l)
50 ml der Standardlösung (3.2) werden in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.4: Benzoesäure (1 mg/l)
1 ml der Standardlösung (3.2) wird in einen 20 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.5: Benzoesäure (0,2 mg/l)
1 ml der Standardlösung (3.2) wird in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.6: Benzoesäure (0,1 mg/l)
0,5 ml der Standardlösung (3.2) wird in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

3.2 Kontrollstandard

3.2.1 Benzoesäure-Stammlösung 10000 mg/l
3.2.2 Benzoesäure-Kontrollstandard 20 mg/l

Die Herstellung der Kontrollstandardlösungen erfolgt analog der Herstellung der Kalibrierstandardlösungen 3.1.1 und 3.1.2. Es ist darauf zu achten, dass die für die Herstellung der Kontrollstandards eingesetzte Benzoesäure von einem anderen Hersteller als die für die Bereitung der Kalibrierstandards benutzten Benzoesäure stammt.

Die Standardlösungen (Kalibrier- und Kontrollstandards) müssen kühl und dunkel aufbewahrt werden.

4. Probenvorbereitung

4.1 Probenaufbereitung

10 g der ungetrockneten Bodenprobe werden in ein 20 ml-Headspacevial eingewogen und mit 10 ml Tetrahydrofuran (2.9) versetzt. Das Vial wird zugecrimpt und für 2 Stunden im Ultraschallbad unter Kühlung auf 20°C extrahiert. Nach dem Absitzen, evtl. zentrifugieren, werden 2 ml des Extraktes mittels einer Einmalspritze entnommen und durch 0,2 µm PTFE-Spritzenfilter (2.8) in ein Autosampler-Vial filtriert und fest verschlossen. Diese Lösung wird mittels HPLC/UV analysiert.

4.2 Blindwertbestimmung

10 g Seesand werden an Stelle einer Probe bearbeitet.
Die Bestimmung des Blindwertes hat arbeitstäglich zu erfolgen. Der Wert der Blindwertmessung wird in die entsprechende Blindwert-Regelkarte eingetragen.

4.3 Bestimmung der Wiederfindung

10 g eines blindwertfreien, getrockneten Bodens (falls nicht verfügbar, kann ersatzweise Seesand verwendet werden) werden mit 250 µl des Benzoesäurestandards (3.1.2) versetzt und entsprechend der Arbeitsvorschrift bearbeitet und gemessen. Hieraus ergibt sich eine Sollkonzentration von 0,5 mg/kg. Die Bestimmung der Wiederfindung erfolgt bei jeder Messserie.

5. Messung

Vor Beginn der Messung hat sich der ausführende Mitarbeiter von der Funktionstauglichkeit der HPLC-Anlage zu überzeugen.

5.1 HPLC-Parameter

Säule:	Chromatographiesäule z.B. Agilent Zorbax Eclipse 4,6x150 5µm XDB C8 Art.Nr.: 993967-906
Laufmittel:	Wasser-Acetonitril-Gradient (V/V)
Flußrate:	1,0 ml/min
Injektionsmenge:	20 µl
Druck:	ca. 60 bar
Temperatur:	30 °C
Detektor:	UV
Wellenlänge:	228 nm
Spalt:	10 nm
Response Time:	0,5 Sekunden

Wasser-Acetonitrilgradient

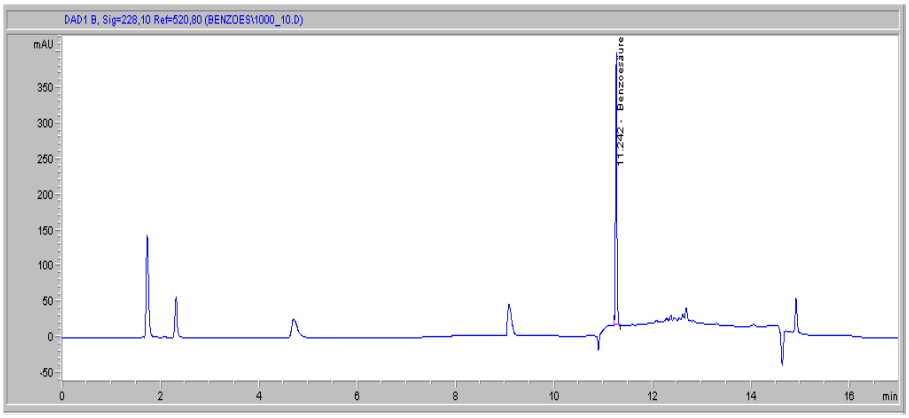
A: Wasser pH 3,0 (H_2SO_4)
B: Acetonitril

Zeit [Min]	A [%]	B [%]
0	99	1
4	98	2
8	75	25
10	0	100
12	0	100
13	99	1
16	99	1

5.2 Chromatogramm

Eine Standardlösung mit einer Konzentration von 0,1 mg/l muß noch gut auswertbare Peaks ergeben. Die Linearität muß sich über einen Bereich von 0,1 mg/l bis 20 mg/l erstrecken. Sollte dies nicht der Fall sein, muß gerätespezifisch optimiert werden. Messlösungen mit einer Konzentration > 20 mg/l müssen entsprechend mit Acetonitril (2.1) verdünnt werden.
Unter diesen Bedingungen wird folgendes Chromatogramm erhalten (die zusätzlichen Signale vor der Benzoesäure stammen von anderen Carbonsäuren, die für eine andere Analyse benötigt werden):

Standardlösung 10 mg/l



5.3 Retentionszeiten (typisch; abhängig vom Zustand der HPLC - Trennsäule)

Benzoesäure 11,2 Minuten

5.4 Erstellen der Kalibrierfunktion:

Es wird eine Bezugsfunktion aus 5 Punkten mit den Standardlösungen nach 3.1.2 bis 3.1.6 erstellt. Die Kalibrierung ist zu erneuern, wenn die Überprüfung nach *5.5* eine unzulässig hohe Abweichung ergeben hat.

5.5 Messung des Kontrollstandards

Das fehlerfreie Arbeiten des Messgerätes und die Gültigkeit der Kalibrierung wird durch die Messung eines Kontrollstandards (3.2.2) überprüft. Dies hat arbeitstäglich zu erfolgen. Bei Abweichungen von mehr als ± 10 % von der Soll - Konzentration, ist die Kalibrierung neu zu erstellen. Das Ergebnis der Kontrollstandardmessung wird in die entsprechende Kontrollstandard-Regelkarte eingetragen.

6. Auswertung und Berechnung

Die Datenaufnahme und -auswertung erfolgt mittels PC mit entsprechender Software. Die Quantifizierung erfolgt über externen Standard mit Mehrpunktkalibrierung.

6.1 Berechnung der Steigung der Kalibrierfunktion

$$\frac{n\sum xy - (\sum x)(\sum y)}{n\sum x^2 - (\sum x)^2} = b$$

n: Anzahl der Messwertpaare
y: Konzentration der Standardlösung in mg/l
x: Fläche der jeweiligen Standardlösung
b: Steigung der Kalibrierfunktion

6.2 Berechnung des Multiplikators

$$\frac{(V + (E_P * (100 - TS)/100)) * 100}{E_P * TS} = F_M$$

F_M: Berechnungsfaktor
V: Volumen der Extraktionsmittelmenge in ml
E_P: Eingesetzte Probenmenge in g
TS: Trockensubstanz der Bodenprobe in %

6.3 Berechnungsformel

$$F_P * b * F_M = C$$

C: Konzentration in der Bodenprobe in mg/kg TS
F_P: Fläche der Probenkomponente
b: Steigung der Kalibrierfunktion (aus 6.1)
F_M: Berechnungsfaktor (aus 6.2)

6.4 Angabe des Ergebnisses

Die Massenkonzentration wird auf 0,1 mg/kg TS gerundete Werte, jedoch mit nicht mehr als 2 signifikanten Stellen angegeben.

7. Regelkarten

Blindwert-Regelkarte Boden
Wiederfindungs-Regelkarte Boden
Kontrollstandard-Regelkarte

Anhang 2.5: Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab. 1: Mittelwerte und Medianwerte von MKW, BTEX und Alkylbenzolen in der ungesättigten Bodenzone (u) und im Kapillarsaum (k) bzw. in der gesättigten Bodenzone (g). Der zweite Teil der Tabelle gibt den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadstoffes bei der Abschlussbeprobung gegenüber der Startbeprobung an.

Mittelwerte/Mediane Bohrareale							Prozentualer Anteil zu 2001		
AREAL	BZ	DATE		BTEX	AROMAT	MKW	BTEX	AROMAT	MKW
B 1	k	2001	Mittelwert	253750	182250	6850			
			N	4	4	4			
			Standardabw	159132	99600	3027			
			Median	305000	210000	7750			
		2004	Mittelwert	201750	136750	4525	79,5	75,0	66,1
			N	4	4	4			
			Standardabw	168144	46284	3148			
			Median	140000	140000	3300	45,9	66,7	42,6
	u	2001	Mittelwert	2588	12700	521			
			N	6	7	8			
			Standardabw	2859	11722	361			
			Median	1350	11500	410			
		2004	Mittelwert	255	2000	500	9,9	15,7	96,0
			N	2	2	6			
			Standardabw	35	1131	385			
			Median	255	2000	395	18,9	17,4	96,3
B 2	k	2001	Mittelwert	40100	50500	4925			
			N	4	4	4			
			Standardabw	33289	25736	2888			
			Median	35000	46000	4800			
		2004	Mittelwert	44000	65250	4050	109,7	129,2	82,2
			N	4	4	4			
			Standardabw	29473	12790	1418			
			Median	41500	63000	3500	118,6	137,0	72,9
	u	2001	Mittelwert	215	1168	1197			
			N	2	4	8			
			Standardabw	106	925	1337			
			Median	215	1005	690			
		2004	Mittelwert	2200	10350	1388	1023,3	886,1	116,0
			N	1	2	8			
			Standardabw	.	12233	1664			
			Median	2200	10350	478	1023,3	1029,9	69,3
B 3	g	2004	Mittelwert	4025	6800	708			
			N	4	4	4			
			Standardabw	2205	3517	231			
			Median	4050	6250	745			
	k	2001	Mittelwert	91250	114000	7375			
			N	4	4	4			
			Standardabw	17500	19253	3976			
			Median	92500	120000	7600			
		2004	Mittelwert	59500	81250	6525	65,2	71,3	88,5
			N	4	4	4			
			Standardabw	52577	52175	3698			
			Median	52000	76500	6250	56,2	63,8	82,2
	u	2001	Mittelwert	1643	7020	563			
			N	3	3	4			
			Standardabw	1344	5410	139			
			Median	2100	9200	605			
		2004	Mittelwert	6250	1933	705	380,4	27,5	125,2
			N	2	3	4			
			Standardabw	8132	351	666			
			Median	6250	1900	405	297,6	20,7	66,9
B 4	k	2001	Mittelwert	77000	94250	4575			
			N	4	4	4			
			Standardabw	55600	55632	1634			
			Median	75500	88000	4100			
		2004	Mittelwert	67000	86250	6175	87,0	91,5	135,0
			N	4	4	4			
			Standardabw	50774	43439	2683			
			Median	73500	98000	5800	97,4	111,4	141,5
	u	2001	Mittelwert	12181	21738	3813			
			N	8	8	8			
			Standardabw	13345	24797	1439			
			Median	8525	14750	4000			
		2004	Mittelwert	4208	13479	3400	34,5	62,0	89,2
			N	6	7	8			
			Standardabw	2682	13406	1452			
			Median	3075	9150	3475	36,1	62,0	86,9

Anhang 2.5: Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab. 1: Mittelwerte und Medianwerte von MKW, BTEX und Alkylbenzolen in der unges. Bodenzone (u) und im Kapillarsaum (k) bzw. in der gesättigten Bodenzone (g). (Fortsetzung)

Mittelwerte/Median Bohrareal							Prozentualer Anteil zu 2001		
B 5	**g**	**2004**	**Mittelwert**	2277	4283	807			
			N	3	4	3			
			Standardabw	1686	4070	318			
			Median	2200	3550	980			
	k	**2001**	**Mittelwert**	65250	100000	6900			
			N	4	4	4			
			Standardabw	40145	46368	3104			
			Median	66000	102500	6900			
		2004	**Mittelwert**	32075	58750	8100	**49,2**	**58,8**	**117,4**
			N	4	4	4			
			Standardabw	28901	32887	4486			
			Median	28500	58000	7300	**43,2**	**56,6**	**105,8**
	u	**2001**	**Mittelwert**	20400	44388	4388			
			N	8	8	8			
			Standardabw	11861	22610	1336			
			Median	21000	46500	4300			
		2004	**Mittelwert**	4817	17929	4356	**23,6**	**40,4**	**99,3**
			N	6	8	8			
			Standardabw	4018	19807	1991			
			Median	3000	12500	5400	**14,3**	**26,9**	**125,6**
B 6	**k**	**2001**	**Mittelwert**	68250	81000	7450			
			N	4	4	4			
			Standardabw	26700	24125	1561			
			Median	74500	89000	7200			
		2004	**Mittelwert**	63250	84750	7475	**92,7**	**104,6**	**100,3**
			N	4	4	4			
			Standardabw	38318	19068	3058			
			Median	57000	79500	6300	**76,5**	**89,3**	**87,5**
	u	**2001**	**Mittelwert**	8042	16481	2555			
			N	8	8	8			
			Standardabw	9937	16226	2000			
			Median	2350	8000	1650			
		2004	**Mittelwert**	4698	18833	2664	**58,4**	**114,3**	**104,3**
			N	6	6	7			
			Standardabw	5382	17212	1510			
			Median	3130	15400	2700	**133,2**	**192,5**	**163,6**
B 7	**k**	**2001**	**Mittelwert**	35000	63750	6725			
			N	4	4	4			
			Standardabw	17378	22969	3221			
			Median	35500	66000	6800			
		2004	**Mittelwert**	16400	33750	8200	**46,9**	**52,9**	**121,9**
			N	4	4	4			
			Standardabw	11312	14796	3824			
			Median	16350	32000	9450	**46,1**	**48,5**	**139,0**
	u	**2001**	**Mittelwert**	9857	28543	5279			
			N	7	7	8			
			Standardabw	8596	17278	2993			
			Median	7700	26000	4650			
		2004	**Mittelwert**	2950	16159	4640	**29,9**	**56,6**	**87,9**
			N	6	7	8			
			Standardabw	2008	12712	2890			
			Median	3900	19000	3750	**50,6**	**73,1**	**80,6**
B 8	**k**	**2001**	**Mittelwert**	62250	77250	6775			
			N	4	4	4			
			Standardabw	27415	25237	1704			
			Median	57000	74000	7300			
		2004	**Mittelwert**	55000	68500	9525	**88,4**	**88,7**	**140,6**
			N	4	4	4			
			Standardabw	28390	29805	2660			
			Median	52500	62500	9150	**92,1**	**84,5**	**125,3**
	u	**2001**	**Mittelwert**	4795	14966	3623			
			N	7	7	8			
			Standardabw	4815	14543	1756			
			Median	3550	13500	3850			
		2004	**Mittelwert**	6338	27250	3058	**132,2**	**182,1**	**84,4**
			N	4	4	8			
			Standardabw	4192	8968	3052			
			Median	6325	29750	2630	**178,2**	**220,4**	**68,3**

Anhang 2.5: Statistische Auswertung der Schadstoffgehalte

Tab. 1: Mittelwerte und Medianwerte von MKW, BTEX und Alkylbenzolen in der unges. Bodenzone (u) und im Kapillarsaum (k) bzw. in der gesättigten Bodenzone (g). (Fortsetzung)

Mittelwerte/Median Bohrareal							Prozentualer Anteil zu 2001		
B 9	**k**	**2001**	**Mittelwert**	24875	33450	2950			
			N	4	4	4			
			Standardabw	18048	20849	1974			
			Median	28500	38500	3450			
		2004	**Mittelwert**	37000	49250	4675	**148,7**	**147,2**	**158,5**
			N	4	4	4			
			Standardabw	12832	10720	2488			
			Median	36000	45500	3700	**126,3**	**118,2**	**107,2**
	u	**2001**	**Mittelwert**			240			
			N			4			
			Standardabweichung			58			
			Median			235			
Insgesamt	**k**	**2001**	**Mittelwert**	79747	88494	6058			
			N	36	36	36			
			Standardabw	84718	57230	2788			
			Median	53500	76500	6400			
		2004	**Mittelwert**	63997	73833	6583	**80,3**	**83,4**	**108,7**
			N	36	36	36			
			Standardabw	77026	40020	3320			
			Median	44500	66500	6100	**83,2**	**86,9**	**95,3**
	u	**2001**	**Mittelwert**	9152	20770	2722			
			N	49	52	64			
			Standardabw	10576	20535	2337			
			Median	4200	12750	2700			
		2004	**Mittelwert**	4260	15472	2793	**46,5**	**74,5**	**102,6**
			N	33	39	57			
			Standardabw	3854	14810	2378			
			Median	3450	11000	2300	**82,1**	**86,3**	**85,2**
	Insgesamt	**2001**	**Mittelwert**	39051	48475	3923			
			N	85	88	100			
			Standardabw	65465	51830	2969			
			Median	18000	34500	3700			
		2004	**Mittelwert**	32466	39828	4015	**83,1**	**82,2**	**102,3**
			N	76	83	100			
			Standardabw	60681	41122	3333			
			Median	8650	28000	3450	**48,1**	**81,2**	**93,2**

Anhang 3.1: Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Bodenluft-Monitoring

Parameter		Testfeld																		
		31.1.02	12.3.02	3.6.02	11.9.02	6.12.02	22.5.03	3.6.03	19.6.03	3.7.03	16.7.03	30.7.03	12.8.03	27.8.03	4.9.03	22.9.03	6.10.03	3.12.03	18.3.04	9.6.04	1.9.04
Sauerstoff	[Vol. %]	**9,0**	**0,2**	**1,0**	**0,4**	**3,9**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**1,1**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,3**	**0,2**	**0,3**
CO_2	[Vol. %]	**6,2**	**13,0**	**15,2**	**13,8**	**7,8**	**12,0**	**17,6**	**15,5**	**17,8**	**18,2**	**18,8**	**18,4**	**18,4**	**18,1**	**17,5**	**17,1**	**16,7**	**15,2**	**17,5**	**17,9**
CO_2	[mg/ml]	**0,1**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,2**	**0,2**	**0,3**	**0,3**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	0,3	0,3	0,4
CO_2	[mg/m³]	12.256	25.698	30.047	27.280	15.419	23.722	34.792	30.640	35.187	35.978	37.164	36.373	36.373	35.780	34.594	33.803	33.013	30.047	34.594	35.385
C (aus CO2)	[mg/m³]	3.345	7.013	8.200	7.445	4.208	6.474	9.495	8.362	9.603	9.819	10.143	9.927	9.927	9.765	9.441	9.225	9.010	8.200	9.441	9.657
C gesamt	[mg/m³]	**4.500**	**7.700**	**13.000**	**14.000**	**4.300**	**n.b.**	**10.000**	**8.500**	**9.000**	**9.700**	**9.700**	**10.300**	**10.600**	**10.000**	**11.100**	**9.000**	**8.100**	**5.500**	**8.050**	**8.700**
Methan	[Vol. %]	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**0,2**	**0,2**	**< 0,1**	**0,2**	**0,2**	**0,3**	**n.b.**	**0,3**	**0,3**	**n.b.**	**n.b.**	**0,2**	**0,2**
Butan	[mg/m³]	< 1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pentan	[mg/m³]	66	54	28	28	13	7,6	9,6	8	7,8	8,1	8,1	7,5	6,6	6,3	14	8,1	29	42	21	15
Hexan	[mg/m³]	340	330	130	330	100	120	170	190	160	180	160	160	140	140	170	110	130	170	110	110
Heptan	[mg/m³]	450	400	220	570	120	210	380	460	390	450	360	380	360	380	360	260	170	210	180	240
Octan	[mg/m³]	62	43	26	80	8	33	81	92	88	96	73	86	88	98	82	54	25	31	35	64
Nonan	[mg/m³]	22	<1	< 1	7	< 1	6,2	16	19	22	21	16	20	31	39	23	14	5	5	9	22
Decan	[mg/m³]	6	1,4	< 1	5,0	< 1	3,5	9,0	9,2	< 1	9,9	9,3	12	24	19	20	5,3	1,3	2	3	20
Summe n-Alkane	[mg/m³]	**950**	**830**	**400**	**1.000**	**240**	**380**	**670**	**780**	**670**	**770**	**630**	**670**	**650**	**680**	**670**	**450**	**360**	**460**	**360**	**470**
Benzol	[mg/m³]	8,9	1,1	0,3	1,7	1,1	0,6	2,9	1,8	1,0	1,3	0,9	0,9	0,9	0,7	1,1	0,6	0,4	0,4	0,3	0,4
Toluol	[mg/m³]	8,0	1,2	0,4	2,0	1,5	1,1	5,7	5,2	2,0	3,2	1,6	1,9	2,3	1,7	3,0	1,5	0,9	0,9	1,0	1,4
Ethylbenzol	[mg/m³]	89	3,1	3,5	21,0	4,5	6,3	64,0	67,0	18,0	39	19	25	19	17	38	13	8,2	6	8	14
m/p-Xylol	[mg/m³]	20	35,0	0,7	74,0	22,0	1,3	260,0	270,0	68,0	160	74	100	77	66	150	51	32,0	22	29	55
o-Xylol	[mg/m³]	170	1,7	13,0	73,0	0,8	24,0	14,0	22,0	3,5	8,3	5,3	5,3	3,9	3,4	6,0	2,9	1,6	1	1	3
BTEX	[mg/m³]	**300**	**42**	**18**	**170**	**30**	**33**	**350**	**370**	**93**	**210**	**100**	**130**	**100**	**89**	**200**	**69**	**43**	**30**	**39**	**74**
Styrol	[mg/m³]	0,7	< 0,1	< 0,1	2,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Cumol	[mg/m³]	9,4	0,3	0,4	2,4	0,3	0,7	7,5	8,3	2,0	5,0	2,3	3,4	2,2	1,9	4,6	1,4	1,0	0,6	0,9	1,6
Mesitylen	[mg/m³]	29	3,8	1,2	7,0	1,3	2,4	29,0	37,0	5,3	20	6,7	13	7,2	6,2	18	3,9	3,0	1	2	5
Pseudocumol	[mg/m³]	50	5,7	2,0	13,0	1,6	3,6	48,0	65,0	7,7	35	10	23	12	10	33	6,4	5,2	2	3	8
Hemellitol	[mg/m³]	15	2,3	0,6	4,2	0,6	1,3	16,0	22,0	2,3	12	3,0	7,7	3,8	3,0	11	1,9	1,7	1	1	3
Alkylbenzole	[mg/m³]	**100**	**12**	**4,2**	**29**	**4**	**8**	**100**	**130**	**17**	**72**	**22**	**47**	**25**	**21**	**67**	**14**	**11**	**4**	**6**	**17**
GC-Screening	Kettenlänge																				
n-alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-10	5-10	5-10	5-9	5-10	5-10	6-7	5-10	n.b.	n.b.	n.b.	5-10	n.b.	n.b.	n.b.
iso-alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-7	4-8	5-8	4-7	5-7	5-7	5-8	5-8	n.b.	n.b.	n.b.	4-7	n.b.	n.b.	n.b.
BTEX		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-	vorh.	vorh.	vorh.	X	X	X	EX	n.b.	n.b.	n.b.	EX	n.b.	n.b.	n.b.
cycl. KW's		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	versch.	n.b.	n.b.	n.b.	5-6	n.b.	n.b.	n.b.

Anhang 3.1: Fortsetzung

Parameter		kontaminiertes Vergleichsareal																			
		31.1.02	12.3.02	3.6.02	11.9.02	6.12.02	22.5.03	3.6.03	19.6.03	3.7.03	16.7.03	30.7.03	12.8.03	27.8.03	4.9.03	22.9.03	6.10.03	3.12.03	18.3.04	9.6.04	1.9.04
Sauerstoff	[Vol. %]	**5,7**	**5,8**	**1,7**	**0,2**	**0,5**	**3,9**	**3,0**	**2,9**	**3,6**	**2,8**	**2,4**	**5,0**	**5,4**	**5,2**	**2,8**	**5,8**	**4,6**	**6,0**	**6,1**	**6,5**
CO_2	[Vol. %]	**6,6**	**10,4**	**14,8**	**13,8**	**16,5**	**10,4**	**14,5**	**13,5**	**14,5**	**15,3**	**16,0**	**16,1**	**13,5**	**14,0**	**15,1**	**13,5**	**12,8**	**12,0**	**12,2**	**11,9**
CO_2	[mg/ml]	**0,1**	**0,2**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,2**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	**0,3**	0,2	0,2	0,2
CO_2	[mg/m³]	13.047	20.559	29.257	27.280	32.617	20.559	28.664	26.687	28.664	30.245	31.629	31.826	26.687	27.675	29.850	26.687	25.303	23.722	24.117	23.524
C (aus CO2)	[mg/m³]	3.561	5.611	7.985	7.445	8.902	5.611	7.823	7.283	7.823	8.254	8.632	8.686	7.283	7.553	8.146	7.283	6.906	6.474	6.582	6.420
C gesamt	[mg/m³]	**750**	**790**	**1.300**	**1.500**	**92**	**n.b.**	**720**	**45**	**35**	**23**	**43**	**19**	**34**	**29**	**132**	**16**	**8**	**3**	**7**	**3**
Methan	[Vol. %]	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**n.b.**	**< 0,1**	**<0,1**
Butan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pentan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Hexan	[mg/m³]	1,0	4	<1	<1	< 1	4,9	< 1	6,2	< 1	< 1	< 1	1,7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	5
Heptan	[mg/m³]	1,7	11	<1	7,1	< 1	8,4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Octan	[mg/m³]	< 1	2	<1	2,4	< 1	1,7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Nonan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Decan	[mg/m³]	< 1	<1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Summe n-Alkane	[mg/m³]	**2,7**	**18**	**< 1**	**9,5**	**< 1**	**15**	**< 1**	**6,2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**1**	**5**
Benzol	[mg/m³]	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Toluol	[mg/m³]	0,7	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,7	0,1
Ethylbenzol	[mg/m³]	3,3	0,1	< 0,1	1,1	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	<0,1
m/p-Xylol	[mg/m³]	1,2	1,1	< 0,1	3,7	< 0,1	0,3	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,2	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	0,7	<0,1
o-Xylol	[mg/m³]	6,7	< 0,1	< 0,1	3,7	< 0,1	2,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	<0,1
BTEX	[mg/m³]	**12**	**1,2**	**< 0,1**	**8,6**	**< 0,1**	**3,8**	**0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,4**	**0,2**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**0,1**	**2**	**0,1**
Styrol	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Cumol	[mg/m³]	0,5	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Mesitylen	[mg/m³]	2,1	< 0,1	< 0,1	0,7	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Pseudocumol	[mg/m³]	4,4	0,1	< 0,1	0,8	< 0,1	0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	<0,1
Hemellitol	[mg/m³]	1,5	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Alkylbenzole	[mg/m³]	**8,9**	**0,1**	**< 0,1**	**1,9**	**< 0,1**	**1,0**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**
GC-Screening	Kettenlänge																				
n-alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-10	-	6	-	-	-	6	6-7	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.
iso-alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5-7	-	5	-	-	-	-	-	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.
BTEX		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	-	-	-	-	-	-	-	-	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.
cycl. KW's		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	versch.	-	-	-	-	-	C6	-	n.b.	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	n.b.

Anhang 3.1: Fortsetzung

Parameter		unkontaminiertes Vergleichsareal																			
		31.1.02	12.3.02	3.6.02	11.9.02	6.12.02	22.5.03	3.6.03	19.6.03	3.7.03	16.7.03	30.7.03	12.8.03	27.8.03	4.9.03	22.9.03	6.10.03	3.12.03	18.3.04	9.6.04	1.9.04
Sauerstoff	[Vol. %]	**15,9**	**16,1**	**17,7**	**16,5**	**16,0**	**18,4**	**17,9**	**17,1**	**17,0**	**17,1**	**15,8**	**15,4**	**15,7**	**15,8**	**15,7**	**15,6**	**12,8**	**16,4**	**16,9**	**16,7**
CO_2	[Vol. %]	**3,9**	**4,4**	**2,3**	**4,0**	**4,3**	**2,4**	**2,7**	**3,4**	**3,3**	**4,1**	**5,2**	**6,2**	**4,5**	**5,3**	**4,9**	**5,0**	**5,7**	**4,4**	**4,2**	**4,3**
CO_2	[mg/ml]	**0,1**	**0,1**	**0,0**	**0,1**	**0,1**	**0,0**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	0,1	0,1	0,1
CO_2	[mg/m³]	7.611	8.599	4.626	7.907	8.500	4.744	5.337	6.721	6.523	8.105	10.279	12.256	8.896	10.477	9.686	9.884	11.268	8.698	8.303	8.500
C (aus CO2)	[mg/m³]	2.077	2.347	1.262	2.158	2.320	1.295	1.457	1.834	1.780	2.212	2.805	3.345	2.428	2.859	2.644	2.697	3.075	2.374	2.266	2.320
C gesamt	[mg/m³]	**< 1**	**15**	**16**	**17**	**10**	**n.b.**	**2**	**2**	**< 1**	**3**	**2**	**3**	**2**	**2**	**3**	**2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**<1**
Methan	[Vol. %]	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**< 0,1**	**< 0,1**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**	**n.b.**
Butan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Pentan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Hexan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	3,2	<1	2,9	< 1	< 1	< 1	1,9	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3
Heptan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	2,0	2,5	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Octan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Nonan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Decan	[mg/m³]	<1	<1	<1	<1	< 1	< 1	<1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	<1
Summe n-Alkane	[mg/m³]	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**2,0**	**5,7**	**< 1**	**2,9**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**1,9**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**3**
Benzol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Toluol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Ethylbenzol	[mg/m³]	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
m/p-Xylol	[mg/m³]	< 0,1	0,4	< 0,1	0,3	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
o-Xylol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
BTEX	[mg/m³]	**0,2**	**0,4**	**< 0,1**	**0,3**	**< 0,2**	**1,7**	**0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**1,5**	**0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**
Styrol	[mg/m³]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Cumol	[mg/m³]	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Mesitylen	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Pseudocumol	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Hemellitol	[mg/m³]	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Alkylbenzole	[mg/m³]	**1,5**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,1**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**
GC-Screening	Kettenlänge																				
n-alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
iso-alkane	C	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
BTEX		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
cycl. KW's		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Anhang 3.2

Prognose der Sickerwasserkonzentrationen aus dem Bodenluft-Monitoring

Testfeld

Schadstoff	mittlere BL-Konz. (mg/m³) 2002	mittlere BL-Konz. (mg/m³) 2003	mittlere BL-Konz. (mg/m³) 2004	SW-Konz bei 10 mg/m³ (µg/l)*	prognos. SW-Konz (µg/l) in 2002	prognos. SW-Konz (µg/l) in 2003	prognos. SW-Konz (µg/l) in 2004	Fracht 2002 (bei 350 l/m²*a SW) (µg/m²*a)	Fracht 2003 (bei 350 l/m²*a SW) (µg/m²*a)	Fracht 2004 (bei 350 l/m²*a SW) (µg/m²*a)
Butan	< 1	< 1	< 1							
Pentan	38	14	26							
Hexan	**246**	**153**	**130**	**0,251**	**6,2**	**3,8**	**3,3**	2.161	1.340	1.142
Heptan	**352**	**305**	**210**	**0,254**	**8,9**	**7,7**	**5,3**	3.129	2.711	1.867
Octan	**44**	**58**	**43**	**0,178**	**0,8**	**1,0**	**0,8**	272	360	270
Nonan	15	11	12							
Decan	4	6	8							
Summe n-Alkane	**684**	**615**	**430**							
Benzol	**2,6**	**1,2**	**0,4**	**87,9**	**23,0**	**10,8**	**3,2**	8.060	3.794	1.128
Toluol	**2,6**	**2,8**	**1,1**	**79,2**	**20,8**	**21,9**	**8,7**	7.263	7.669	3.049
Ethylbenzol	**24,2**	**30,1**	**9,3**	**68,5**	**165,9**	**206,1**	**63,5**	58.067	72.125	22.217
m/p-Xylol	**62,8**	**120,0**	**35,3**	**94,6**	**594,1**	**1135,2**	**334,3**	207.931	397.320	116.989
o-Xylol	**19,2**	**7,6**	**1,6**	**113,0**	**217,4**	**86,3**	**18,1**	76.094	30.190	6.328
BTEX	**112**	**149**	**48**		**1021**	**1460**	**428**	357.416	511.098	149.711
Styrol	1,6	0,5	< 0,1							
Cumol	2,6	4,4	1,0							
Mesitylen	8,5	17,9	2,7							
Pseudocumol	14,5	30,5	4,3							
Hemellitol	4,5	10,3	1,2							
Alkylbenzole	**30**	**45**	**9,2**							

* nach Grathwohl und Reisinger (1996)

Anhang 4.1: Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring

Proben-Bez.		T-SW1_2						T-SW1_4		T-SW2_2									T-SW2-4				
Probenahme		05.03.02	28.05.02	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04	05.03.02	28.05.02	05.03.02	28.05.02	11.09.02	02.12.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04	05.03.02	28.05.02	11.09.02	02.12.02	03.06.03
Labor-Nummer		DW 704	DX 862	01763	03412	05534	07116	DW 705	DX 863	DW 706	DX 864	EA 656	EB 831	00568	01764	03414	05535	07117	DW 707	DX 865	EA 657	EB 832	00569
Benzol	µg/l	1	< 1	< 1	< 1			1	6	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	2	< 1	< 1	< 1	1	7	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	2	< 1
Ethylbenzol	µg/l	3	< 1	< 1	2			3	10	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			7	< 1	< 1	< 1	< 1
m/p-Xylol	µg/l	4	< 1	2	5			49	10	< 1	< 1	1	3	< 1	< 1	< 1			44	< 1	< 1	3	< 1
o-Xylol	µg/l	20	< 1	< 1	2			2	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			0	< 1	< 1	1	< 1
Summe BTEX	µg/l	**28**	**< 1**	**2**	**9**			**55**	**28**	**< 1**	**< 1**	**1**	**6**	**7**	**< 1**	**< 1**			**54**	**< 1**	**< 1**	**6**	**< 1**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	2	< 1	< 1
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1			1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mesitylen	µg/l	10	< 1	1	2			10	3	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			11	< 1	< 1	1	< 1
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	1	2			23	4	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			28	< 1	< 1	1	< 1
Hemellitol	µg/l	20	< 1	< 1	3			24	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			29	< 1	< 1	1	< 1
Summe Aromaten	µg/l	**30**	**< 1**	**2**	**7**			**58**	**9**	**< 1**	**< 1**	**1**	**2**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**69**	**< 1**	**2**	**3**	**< 1**
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	***	n.b.			**	< 0,01	**	**	< 0,01	0,01	**	**	n.b.			**	< 0,01	n.b.	**	**
KW-Index	mg/l	**0,1**	**< 0,1**	****	**< 0,1**			**0,2**	**< 0,1**	**< 0,2***	**0,5**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**			**< 0,2***	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	****
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1			< 0,2*	< 0,1	< 0,2*	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1			< 0,2*	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	1,8	1,09	2,6	0,92	5,5	0,12	0,6	2,67	5,45	16,5	0,33	0,22	0,04	0,03	0,07	0,06	<0,02	3,07	30,5	2,86	0,05	**
Eisen II					0,71											< 0,2							
Nitrat	mg/l	< 1	< 1	0,15	0,56	< 1	<1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5,2	0,17	60	20	42	< 1	< 1	1	< 1	0,15
Phosphat	mg/l	< 1	< 5	***	n.b.			< 1	< 5	< 1	< 5	< 5	< 10	***	***	n.b.			< 1	< 5	< 5	< 10	***
Sulfat	mg/l			17	22,1	26	2					46	19	35,2	28	57,5	16	25			140	8	19,5
TOC	mg/l	140	120	62	74	74	45	130	110	180	130	83	29	41	44	41	20	29	34	63	57		
DOC	mg/l	140	120	***	n.b.			130	100	180	130	83	***	***	***	n.b.			33	62	56	***	***
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	6,48	4,58	**	4,9	4	3,27	3,46	4,35	1,67	1,61	**	2,11	1,86	0,85	0,74	0,96	0,81	2,32	3,57	**	***	**
Hydrogencarbonat	mmol/l	6,48	4,58		4,9	4	3,27	3,46	4,35	1,67	1,61		2,11	1,86	0,85	0,74	0,96	0,81	2,32	3,57	**	***	**
Sauerstoff		***	***	6,6	7,6	7,7	6,7	***	***	***	***	***	8,3	6,3	5,8	7,8	10,6	6,5	***	***	***	6,3	5,7
Leitfähigkeit	µS/cm	815	640	768	566	434	319	361	478	315	309	400	267	284	420	357	178	224	310	413	470	251	285
pH-Wert	-	8,1	7,8	7,4	6,9	6,7	7,3	8,2	7,7	7,7	7,7	7,1	6,8	6,8	6,8	6,8	6,7	7,3	6,8	6,8	7,0	7	7,6
Sickerwassermenge	ml	2.300	2.500	700	2.600	2.250	1.250	700	1.850	700	550	2.800	1.750	3.100	2.700	2.300	2.250	950	800	3.000	1.300	550	50
				****								****					**						

* : BG hochgesetzt, aufgrund zu geringer Probenmenge
** : Probenmenge zu gering
*** : keine Analytik durchgeführt
**** : Saugkerze neu eingebaut

Anhang 4.1: Übersichtstabelle der Analysenergebnisse aus dem Sickerwasser-Monitoring (Fortsetzung)

Proben-Bez.		VK-SW_2									VK-SW_4						VuK-SW_2						
Probenahme		05.03.02	28.05.02	11.09.02	02.12.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04	05.03.02	28.05.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	01.09.04	11.09.02	02.12.02	03.06.03	04.09.03	03.12.03	09.06.04	01.09.04
Labor-Nummer		DW 708	DX 866	EA 658	EB 833	00570	1766	03416	05536	07118	DW 709	DX 867	00571	1766	03417	07119	EA 659	EB 834	00572	1767	03418	05537	07120
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	2	13	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	2	37	< 1	< 1		
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	3	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	2	< 1	< 1	< 1		
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
Summe BTEX	µg/l	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**7**	**13**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**6**	**37**	**< 1**	**< 1**		
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	2	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	<1		
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1			< 1	1	< 1	< 1	< 1		
Summe Aromaten	µg/l	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**4**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**			**< 1**	**3**	**< 1**	**< 1**	**< 1**		
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	***	***	n.b.			**	< 0,01	***	***			< 0,01	< 0,01	***	***	n.b.		
KW-Index	mg/l	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**			**< 0,2***	**< 0,1**	**	**			**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**		
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1			< 0,2*	< 0,1	< 0,1	**			< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Eisen	mg/l	0,06	0,06	< 0,02	0,03	0,04	< 0,02	< 0,05	0,03	<0,02	0,14	0,14	**	1		0,04	< 0,02	0,03	< 0,02	0,03	< 0,05	0,03	<0,02
Eisen II								< 0,2													< 0,2		
Nitrat	mg/l	14	44	100	130	33	36	93,3	11	15	< 1	< 1	0,2	0		55	48	66	13	56	102,0	31	50
Phosphat	mg/l	< 1	< 5	< 5	< 10	***	***	n.b.			< 1	< 5	***	***			< 5	< 10	***	***	n.b.		
Sulfat	mg/l			73	210	39,6	41	53	38	37			41,7	21		42	39	31	15,2	28	51,6	30	31
TOC	mg/l	25	19	27	32	17,00	20	< 1	16	22	43	62				280	50	51	16,00	38	< 1	29	37
DOC	mg/l	25	19	26	***	***	***	n.b.			43	62	***	***			46	47	***	***	n.b.		
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	1,86	1,44	***	0,47	0,86	0,39	0,98	1,15	1,17	5,16	4,48	**	**		1,39	***	8,94	7,60	13,50	13	12,51	12,44
Hydrogencarbonat	mmol/l	1,86	1,44		0,47	0,86	0,39	0,98	1,15	1,17	5,16	4,48	**	**		1,39		8,94	7,6	13,5	13	12,51	12,44
Sauerstoff		***	***	***	7,2	6,1	7,2	7,9	8,4	6,6	***	***	5,6	6,4		6,5	***	6,5	6	6,4	7,1	10,1	6,5
Leitfähigkeit	µS/cm	347	396	460	731	257	368	429	216	226	680	636	399	618		407	920	1000	790	1255	1360	1160	1148
pH-Wert	-	7,1	7,2	6,6	6,6	6,8	6,6	6,8	6,7	7,2	7,7	8,1	8	7,7		7,5	7,7	7,4	7,9	7,6	7,5	7,6	7,7
Sickerwassermenge	ml	2.500	2.500	3.400	1.900	3.300	1.900	2.800	2.500	1.500	900	1.650	100	250	150	200	3.400	2.600	2.100	3.600	3.900	3.000	3.000
														****	**								

* : BG hochgesetzt, aufgrund
** : Probenmenge zu gering
*** : keine Analytik durchgefüh
**** : Saugkerze neu eingebaut

Anhang 4.2

Zusatzversuch zur Wiederfindung leicht flüchtiger Schadstoffe im Sickerwasser

Tab. 1: Wiederfindungsrate von Toluol D8 nach einem Tag, einer Woche und einem Monat an den Messstellen T-SW1_2 und T-SW2_2.

Flaschen-Nr.	**1**	**3**	**9**	**10**	**9**	**10**
Probenahmestelle	**T-SW1_2**	**T-SW2_2**	**T-SW1_2**	**T-SW2_2**	**T-SW1_2**	**T-SW2_2**
Standzeit	**1 Tag**		**1 Woche**		**1 Monat**	
Standard (ml)	99,7	98,7	100,1	102,3	100,1	102,3
Standard-Konz. (µg/l)	278	278	278	278	278	278
Gesamtgewicht (g)	619,2	659,9	631,8	629,7	629,8	627,7
Eingesetzt am	04.11.03		05.11.03		05.11.03	
Probenahme am	05.11.03		12.11.03		03.12.03	
Rückwaage (g)	654,2	691,0	835,1	847,7	1351,8	1427,7
Multiplier	1,351	1,315	3,031	3,131	8,243	8,820
Wiederfindung Standard (µg/l)	**18**	**20**	**1,6**	**2,4**	**< 1**	**< 1**
Wiederfindung Standard (%)	**6,5**	**7,2**	**0,5**	**0,9**	**< 0,4**	**< 0,4**

Tab. 2: Wiederfindungsrate von Toluol D8 nach einem Monat an allen Messstellen.

Flaschen-Nr.	**9**	**2**	**10**	**4**	**5**	**6**	**7**
Probenahmestelle	**TSW1_2**	**T-SW1_4**	**TSW2_2**	**T-SW2_4**	**Vk-SW_2**	**Vk-SW_4**	**Vuk-SW**
Standard (ml)	100,1	102,8	102,3	101,9	108,9	98,3	98,5
Standard-Konz. (µg/l)	278	278	278	278	278	278	278
Gesamtgewicht (g)	629,8	622,1	627,7	658,4	623,9	616,0	629,3
Eingesetzt am	05.11.03	04.11.03	05.11.03	04.11.03	04.11.03	04.11.03	04.11.03
Probenahme am	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03	03.12.03
Rückwaage (g)	1351,8	623,4	1427,7	659,6	1534,8	617,3	1663,7
Multiplier	8,243	1,013	8,820	1,012	9,365	1,013	11,5
Wiederfindung Std. (µg/l)*	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**
Wiederfindung Std. (%)*	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**	**< 0,4**

**Std. = Standard*

Tab. 3: Wiederfindungsrate von Toluol D8 in der Kontrollprobe.

Flaschen Nr.	**8**	**8**	**8**	**8**
Standzeit	**Start**	**1 Tag**	**1 Woche**	**1 Monat**
Standard (ml)				
Standard-Konz. (µg/l)	278	278	278	278
Gesamtgewicht (g)				
Eingesetzt am	04.11.03	04.11.03	04.11.03	04.11.03
Probenahme am	04.11.03	05.11.03	12.11.03	03.12.03
Rückwaage (g)				
Multiplier				
Wiederfindung Std. (µg/l)*	**278**	**231**	**165**	**150**
Wiederfindung Std. (%)*	**100**	**83**	**59**	**54**

**Std. = Standard*

Tab. 4: Übersicht der Wiederfindungsversuche mit deuteriertem Toluol D8.

Messstelle	**Start 04.11.03**	**Tagesprobe 05.11.03**	**Wochenprobe 12.11.03**	**Monatsprobe 03.12.03**
T-SW1_2	278	18	1,6	< 1
T-SW1_4	278			< 1
T-SW2_2	278	20	2,4	< 1
T-SW2_4	278			< 1
Vk-SW_2	278			< 1
Vk-SW_4	278			< 1
Vuk-SW_2	278			< 1
Kontrollprobe	278	231	165	150

Anhang 5.1

Grundwasserstände [müNN] Tanklager Schäferhof Süd

	Jan 02	Mrz 02	Jun 02	Sep 02	Dez 02	Mrz 03	Jun 03	Sep 03	Dez 03	Mrz 04	Jun 04	Aug 04
	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]	[mü.NN]
B 8	23,91		24,52		24,43	25,14	24,46					
B 9												
B 10												
B 11	23,92		24,62		24,43	25,09						
B 12	23,81		24,39		24,16	25,08						
B 13	23,86		24,65		24,38	25,14	24,57					
MP 1f	24	24,74	24,82	24,42	24,5	25,22	24,7	23,82	23,57	24,08	24,1	23,82
MP 2f	23,95	24,90	24,79	24,46	24,16	25,2	24,65	23,96	23,52	24,04	24,06	23,77
MP 3f	23,96	24,89	24,72	24,23	24,46	25,195	24,64	23,97	23,515	24,04	24,06	23,77
MP 4f	23,95	24,85	24,76	24,46	24,47	25,175	24,54	23,95	23,355	24,02	24,04	23,75
MP 5f	23,88	24,74	24,25	24,10	24,40	25,115	24,59	23,47	23,465	23,98	24,01	24,06

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 07.01.2002

Proben-Bez.		B 8	B 11	B 12	B 13	MP - 1 T	MP - 1 F	MP - 2 T	MP - 2 F	MP - 3 T	MP - 3 F	MP - 4 T	MP - 4 F	MP - 5 T	MP - 5 F
Probenahme		07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002	07.01.2002
Entnahmetiefe		6,5 [m u. ROK]	6,8 [m u. ROK]	7 [m u. ROK]	7 [m u. ROK]	9,5 [m u. OKS]	6,5 [m u. OKS]	9,5 [m u. OKS]	6,5 [m u. OKS]	9,5 [m u. OKS]	6,5 [m u. OKS]	9,5 [m u. OKS]	6,5 [m u. OKS]	9,0 [m u. OKS]	6,5 [m u. OKS]
Labor-Nummer		DU 815	DU 816	DU 817	DU 818	DU 819	DU 820	DU 821	DU 822	DU 823	DU 824	DU 825	DU 826	DU 827	DU 828
Benzol	µg/l	6	26	4	890	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	9	< 1	2	41	33
Toluol	µg/l	10	< 1	15	530	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	71	130	370
Ethylbenzol	µg/l	20	18	21	170	< 1	< 1	< 1	7	< 1	21	< 1	52	110	190
m/p-Xylol	µg/l	76	15	150	800	< 1	< 1	< 1	43	< 1	120	< 1	340	390	770
o-Xylol	µg/l	11	< 1	20	120	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	76	65	140
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**	**120**	**59**	**210**	**2.500**				**50**		**150**		**540**	**740**	**1.500**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	1	5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	3	6
Cumol	µg/l	2	2	5	13	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	< 1	4	6	13
Mesitylen	µg/l	3	2	18	7	< 1	< 1	< 1	4	< 1	7	< 1	8	15	60
Pseudocumol	µg/l	10	9	80	25	< 1	< 1	< 1	15	< 1	19	< 1	21	53	160
Hemellitol	µg/l	4	1	16	7	< 1	< 1	< 1	7	< 1	7	< 1	7	13	44
Summe nachgew.Aromaten	**µg/l**	**19**	**14**	**120**	**57**				**26**		**36**		**43**	**90**	**280**
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kohlenwasserstoffindex	**mg/l**	**0,2**	**< 0,1**	**0,2**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,2**	**< 0,1**	**0,1**	**< 0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,2**
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	41,3	18,5	2,12	28,6	0,55	0,06	0,04	26,3	0,17	27,5	0,05	40,4	68,6	55,1
Mangan	mg/l	1,97	1,68	0,83	1,86	0,06	< 0,01	0,04	1,18	0,10	2,19	0,05	0,83	3,59	2,07
Nitrat	mg/l	< 1	6	9	< 1	75	50	64	14	67	10	30	14	< 1	2
Phosphat	mg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg/l	10	13	15	15	42	30	26	15	35	21	26	15	2	22
TOC	mg/l	23	20	18	46	7	7	4	18	3	25	3	29	21	30
DOC	mg/l	23	20	16	39	5	6	4	17	3	25	3	26	20	22
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	2,24	2,23	5,26	3,60	0,08	0,10	0,11	2,54	0,18	2,84	0,55	3,44	4,42	3,32
Ammonium	mg/l	1,24	1,04	0,68	1,72	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,53	< 0,03	0,29	< 0,03	0,94	1,43	2,04
Hydrogencarbonat	mmol/l	2,24	2,23	5,26	3,60	0,08	0,10	0,11	2,54	0,18	2,84	0,55	3,44	4,42	3,32
Sauerstoff	mg/l	0,13	0,79	1,48	0,11	0,14	4,59	0,67	0,48	1,03	0,2	0,57	0,12	0,1	0,16
Leitfähigkeit	µS/cm	301	503	497	341	349	247	275	316	291	325	217	357	456	388
Redoxspannung	mV	+100	+140	+140	+130	+490	+480	+430	+110	+340	+140	+350	+100	+80	+140
Temperatur	°C	11,8	11,3	11,8	11,6	11,2	11,0	11,7	11,9	11,8	11,8	11,8	11,8	11,4	11,2
pH-Wert	-	6,1	6,4	6,8	6,3	5,6	5,8	5,9	6,3	6	6,2	6,3	6,3	6,6	6,4
GW-Spiegel	m u. ROK	5,24	5,78	6,03	5,69	5,61 [m u.OKS]	5,60 [m u.OKS]	5,35 [m u.OKS]	5,42 [m u.OKS]	5,03 [m u.OKS]	5,04 [m u.OKS]	5,03 [m u.OKS]	5,03 [m u.OKS]	4,53 [m u.OKS]	4,53 [m u.OKS]
Abstand OKS/ROK	cm					13,5	10,0	27,0	28,0	25,0	28,0	25,0	25,0	35,5	31,0
GW-Spiegel	m u. ROK	5,24	5,78	6,03	5,69	5,48	5,50	5,08	5,14	4,78	4,76	4,78	4,78	4,18	4,22

OKS = Oberkante Schutzdreieck
ROK = Rohroberkante
ROK war nur teilweise möglich, da Brunnenrohre noch nicht fixiert

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 05.03.2002

Proben-Bez.			**MP-1T**	**MP-1F**	**MP-2T**	**MP-2F**	**MP-3T**	**MP-3F**	**MP-4T**	**MP-4F**	**MP-5T**	**MP-5F**
Probenahme			05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002	05.03.2002
Entnahmetiefe												
Labor-Nummer			DW 694	DW 695	DW 696	DW 697	DW 698	DW 699	DW 700	DW 701	DW 702	DW 703
Benzol	µg/l		< 1	< 1	< 1	3	< 1	6	< 1	4	120	95
Toluol	µg/l		< 1	< 1	< 1	1	< 1	2	< 1	120	430	760
Ethylbenzol	µg/l		< 1	< 1	< 1	26	< 1	34	< 1	150	330	300
m/p-Xylol	µg/l		< 1	1	1	94	3	110	2	530	820	760
o-Xylol	µg/l		< 1	< 1	< 1	3	< 1	3	< 1	190	300	330
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**			**1**	**1**	**130**	**3**	**160**	**2**	**990**	**2.000**	**2.200**
Styrol	µg/l		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cumol	µg/l		< 1	< 1	< 1	3	< 1	5	< 1	15	24	22
Mesitylen	µg/l		< 1	< 1	< 1	8	< 1	11	< 1	34	48	46
Pseudocumol	µg/l		< 1	1	1	24	2	32	2	100	140	130
Hemellitol	µg/l		< 1	< 1	< 1	14	2	15	< 1	44	67	65
Summe nachgew.Aromater	**µg/l**			**1**	**1**	**49**	**4**	**63**	**2**	**190**	**280**	**260**
Benzoesäure	mg/l		< 0,01	< 0,01		0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kohlenwasserstoffindex	**mg/l**		**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,3**	**< 0,1**	**0,5**	**< 0,1**	**0,5**	**1,0**	**0,7**
MKW > C40	mg/l		< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l		< 0,02	< 0,02	< 0,02	25,5	< 0,02	8,91	0,03	27,2	73,3	76,2
Mangan	mg/l		0,03	< 0,01	0,02	1,44	0,05	0,78	0,01	0,61	3,75	3,55
Nitrat	mg/l		72	62	75	15	58	14	42	3	< 1	< 1
Phosphat	mg/l		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg/l		42	29	32	15	27	25	24	12	1	9
TOC	mg/l		2	3	2	28	2	9	2	20	20	18
DOC	mg/l		2	3	2	26	2	9	2	20	20	17
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l		0,28	0,38	0,34	2,45	0,45	1,81	0,47	2,50	4,50	4,34
Ammonium	mg/l		< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,73	< 0,03	0,23	< 0,03	0,91	1,58	1,67
Hydrogencarbonat	mmol/l		0,28	0,38	0,34	2,45	0,45	1,81	0,47	2,50	4,50	4,34
Sauerstoff	mg/l		0,34	3,37	0,35	3,5	5,46	3,64	0,58	0,22	0,2	0,21
Leitfähigkeit	µS/cm		379	299	363	329	289	295	236	311	498	490
Redoxspannung	mV		450	540	430	160	400	190	400	160	100	110
Temperatur	°C		11,2	10,5	11,1	10,5	11,4	10,6	11,3	10,6	11,1	10,2
pH-Wert	-		4,8	6	5,9	6,4	6,1	6,5	6,2	6,5	6,7	6,6
GW-Spiegel	**m u. ROK**		**4,86**	**4,86**	**4,47**	**4,47**	**4,11**	**4,11**	**4,14**	**4,13**	**3,67**	**3,67**

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 03.06.2002

Proben-Bez.		MP-1T	MP-1F	MP-2T	MP-2F	MP-3T	MP-3F	MP-4T	MP-4F	MP-5T	MP-5F	B 8	B 11	B 12	B 13
Probenahme		3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02	3.6.02
Entnahmetiefe															
Labor-Nummer		DX 911	DX 912	DX 913	DX 914	DX 915	DX 916	DX 917	DX 918	DX 919	DX 920	DX 921	DX 922	DX 923	DX 924
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	7	< 1	41	< 1	14	130	90	26	< 1	11	71
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	8	< 1	360	380	1.200	92	10	47	39
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	1	2	< 1	110	< 1	440	480	500	140	1	74	10
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	1	34	< 1	190	1	850	560	750	130	21	150	130
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	2	4	< 1	11	< 1	570	240	470	100	2	57	81
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**			**4**	**48**		**360**	**1**	**2.200**	**1.800**	**3.000**	**490**	**34**	**340**	**330**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	1	4	< 1	25	< 1	3
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	11	< 1	36	43	45	14	2	16	6
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	12	< 1	38	< 1	96	86	110	28	21	49	8
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	6	< 1	69	1	270	250	290	82	3	190	22
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	10	< 1	47	< 1	120	94	120	34	1	63	14
Summe nachgew.Aromat	µg/l				28		170	1	520	470	570	160	52	320	53
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	0,4	0,1	0,3	0,6	0,3	0,1	< 0,1	0,4	< 0,1
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	< 0,02	0,11	0,06	35,1	< 0,02	43,0	< 0,02	29,7	35,9	5,26	202	7,12	2,75	13,3
Mangan	mg/l	0,03	0,02	0,02	5,68	0,08	2,15	< 0,01	0,91	3,17	1,46	1,96	0,87	0,82	1,56
Nitrat	mg/l	65	46	78	2	52	8	33	1	< 1	1	< 1	15	19	9
Phosphat	mg/l	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Sulfat	mg/l	45	31	39	20	27	44	25	10	4	28	13	23	23	34
Methan	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	1200	<0,02	4100	<0,02	8500	7100	2100	3400	170	1200	2900
TOC	mg/l	4	5	4	65	5	35	3	47	24	27	21	12	11	27
DOC	mg/l	4	4	3	53	4	34	3	41	20	25	19	12	11	21
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	0,38	0,49	0,37	3,59	0,51	2,75	0,51	3,30	3,45	2,98	1,63	3,76	3,83	4,92
Ammonium	mg/l	< 0,03	< 0,03	< 0,03	1,57	< 0,03	0,71	< 0,03	2,07	2,10	2,10	1,41	0,66	2,49	1,02
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,38	0,49	0,37	3,59	0,51	2,75	0,51	3,30	3,45	2,98	1,63	3,76	3,83	4,92
Sauerstoff	mg/l	0,42	5,49	0,22	0,24	0,67	0,24	1,00	0,39	0,40	0,68	0,31	2,25	3,58	0,44
Leitfähigkeit	µS/cm	358	257	382	605	272	467	213	450	464	474	344	469	478	619
Redoxspannung	mV	444	426	376	89	390	130	233	123	81	109	97	216	163	180
Temperatur	°C	10,8	10,4	11,0	10,8	10,9	10,9	11,0	10,8	10,8	10,8	11,0	10,7	10,8	10,9
pH-Wert	-	5,7	6,0	5,7	6,4	6,1	6,2	6,1	6,3	6,5	6,4	6,3	6,2	6,5	6,3

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)

Analysendaten der Grundwasserproben vom 11.09.2002

Proben-Bez.		**MP-1T**	**MP-1F**	**MP-2T**	**MP-2F**	**MP-3T**	**MP-3F**	**MP-4T**	**MP-4F**	**MP-5T**	**MP-5F**
Probenahme		**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**	**11.09.2002**
Entnahmetiefe											
Labor-Nummer		EA 629	EA 630	EA 631	EA 632	EA 633	EA 634	EA 635	EA 636	EA 637	EA 638
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	15	2	47	< 1	6	120	39
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	5	4	10	2	180	370	330
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	65	4	150	5	460	440	290
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	1	300	11	540	14	1.500	1.100	890
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	12	5	16	7	510	320	310
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**			**1**	**400**	**26**	**760**	**28**	**2.700**	**2.400**	**1.900**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	1
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	4	5	14	3	55	44	37
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	48	1	53	2	130	96	110
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	100	7	150	6	330	300	280
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	69	5	71	2	130	110	110
Summe nachgew.Aromaten	**µg/l**				**220**	**18**	**290**	**13**	**650**	**550**	**540**
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kohlenwasserstoffindex	**mg/l**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,3**	**< 0,1**	**0,3**	**< 0,1**	**0,7**	**0,3**	**0,4**
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	0,17	1,08	0,10	64,5	0,07	55,5	0,53	48,7	76,3	30,2
Nitrat	mg/l	65	24	56	< 1	25	2	22	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg/l	37	22	33	21	41	25	34	9	2	15
TOC	mg/l	5	6	5	49	12	41	6	55	25	30
DOC	mg/l	4	5	4	46	11	39	5	53	25	26
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	0,56	0,78	0,66	3,18	1,32	3,66	0,84	3,78	3,70	4,48
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,56	0,78	0,66	3,18	1,32	3,66	0,84	3,78	3,70	4,48
Leitfähigkeit	µS/cm	319	178	283	520	278	441	222	493	469	508
pH-Wert	-	5,8	6,2	6,0	6,5	6,2	6,4	6,3	6,5	6,8	6,7
Redoxspannung	mV	+430	+410	+370	+30	+230	+100	+210	+100	+60	+80
Sauerstoff	mg/l	5,0	8,4	4,3	2,5	3,1	2,3	3,8	2,2	2,4	1,9
Wassertemperatur	°C	11,0	12,0	11,5	13,3	12,5	13,6	12,0	13,3	11,9	14,1

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)

Analysendaten der Grundwasserproben vom 02.12.2002

Proben-Bez.		**B 8**	**B 11**	**B 12**	**B 13**	**MP1-T**	**MP1-F**	**MP2-T**	**MP2-F**	**MP3-T**	**MP3-F**	**MP4-T**	**MP4-F**	**MP5-T**	**MP5-F**
Probenahme		**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**	**02.12.2002**
Entnahmetiefe															
Labor-Nummer		EB 800	EB 801	EB 802	EB 803	EB 804	EB 805	EB 806	EB 807	EB 808	EB 809	EB 810	EB 811	EB 812	EB 813
Benzol	µg/l	32	20	10	760	< 1	< 1	< 1	16	2	53	< 1	10	180	23
Toluol	µg/l	88	4	71	150	< 1	< 1	< 1	7	< 1	12	< 1	320	470	250
Ethylbenzol	µg/l	230	10	140	230	< 1	< 1	< 1	220	4	180	2	650	590	230
m/p-Xylol	µg/l	450	30	430	660	< 1	< 1	< 1	590	11	530	6	1.900	1.500	840
o-Xylol	µg/l	140	8	62	100	< 1	< 1	< 1	15	< 1	14	< 1	640	390	270
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**	**940**	**72**	**710**	**1.900**				**850**	**17**	**790**	**8**	**3.500**	**3.100**	**1.600**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	2	2
Cumol	µg/l	25	7	29	28	< 1	< 1	< 1	19	1	16	< 1	56	49	36
Mesitylen	µg/l	48	3	77	11	< 1	< 1	< 1	59	1	46	1	160	110	94
Pseudocumol	µg/l	130	10	250	38	< 1	< 1	< 1	130	3	130	2	400	330	260
Hemellitol	µg/l	56	3	77	16	< 1	< 1	< 1	72	2	66	1	170	130	120
Summe nachgew.Aromaten	**µg/l**	**260**	**23**	**430**	**93**				**280**	**7**	**260**	**4**	**790**	**620**	**510**
Benzoesäure	mg/l	0,05	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01
Kohlenwasserstoffindex	**mg/l**	**1,0**	**0,1**	**0,6**	**0,2**	**< 0,1**	**< 0,1**	**< 0,1**	**0,7**	**< 0,1**	**0,8**	**< 0,1**	**0,7**	**0,8**	**0,5**
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	42,5	14,0	6,01	24,0	0,06	0,04	< 0,02	32,0	0,03	37,7	0,07	50,6	74,4	12,8
Mangan	mg/l	1,78	1,14	0,68	2,00	0,01	< 0,01	< 0,01	1,94	0,05	2,48	< 0,01	1,14	4,08	0,64
Nitrat	mg/l	1	18	16	8	68	49	57	8	30	3	42	< 1	< 1	5
Sulfat	mg/l	11	16	12	23	34	34	42	10	31	19	40	5	< 1	14
Methan	µg/l	51	390	170	1900	<10	<10	<10	1300	<10	4100	<10	7300	6900	1100
TOC	mg/l	33	16	19	46	5,2	4,8	4,2	28	7	42	3,7	75	31	27
DOC	mg/l	23	16	18	41	3,8	4,6	3,5	24	7	38	3,4	73	30	22
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	0,94	4,00	5,30	3,99	0,60	0,45	0,37	2,00	1,13	3,16	0,47	3,06	2,39	3,29
Ammonium	mg/l	1,61	1,28	1,60	2,39	0,08	0,09	0,07	1,50	0,09	1,98	0,13	3,64	1,95	1,49
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,94	4	5,30	3,99	0,60	0,45	0,37	2,00	1,13	3,16	0,47	3,06	2,39	3,29
Sauerstoff	mg/l	0,3	3,8	2,4	0,3	0,3	6,0	0,3	0,1	0,4	4,9	2,8	0,3	0,2	0,5
Leitfähigkeit	µS/cm	369	486	563	461	328	237	308	350	253	485	223	475	481	415
Redoxspannung	mV	+120	+200	+170	+180	+490	+450	+420	+80	+170	+120	+240	+80	+80	+150
Temperatur	°C	13,0	12,6	12,8	12,2	11,8	12,1	12,1	12,8	12,1	13,0	12,2	13,0	12,6	12,9
pH-Wert	-	6,3	6,3	6,6	6,4	5,8	6,0	5,9	6,4	6,2	6,4	6,1	6,3	6,6	6,5

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)

Analysendaten der Grundwasserproben vom 12.03.2003

Proben-Bez.		MP-1T	MP-1F	MP-2T	MP-2F	MP-3T	MP-3F	MP-4T	MP-4F	MP-5T	MP-5F
Probenahme		12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003	12.03.2003
Ruhewasserpegel	m u. ROK	4,25	4,28	3,89	3,89	3,52	3,52	3,57	3,55	2,99	2,98
Labor-Nummer		ED 047	ED 048	ED 049	ED 050	ED 051	ED 052	ED 053	ED 054	ED 055	ED 056
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	10	2	49	< 1	8	160	29
Toluol	µg/l	1	< 1	< 1	3	< 1	10	< 1	250	600	490
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	1	8	1	180	2	370	770	390
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	3	210	2	570	4	1.500	2.200	1.400
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	13	< 1	13	< 1	540	740	360
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**	**1**		**4**	**240**	**5**	**820**	**6**	**2.700**	**4.500**	**2.700**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	1	< 1	16	24	12
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	2	15	< 1	36	67	38
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	40	< 1	56	< 1	120	230	140
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	1	54	2	170	1	330	650	360
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	61	< 1	73	< 1	130	260	140
Summe nachgew.Aromaten	µg/l			1	160	4	320	1	630	1.200	690
Benzoesäure	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	0	0,4	0,7	0,3
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	< 0,02	< 0,02	0,05	79	0,05	37	0,07	39	80	20
Nitrat	mg/l	60	43	59	< 1	39	1	30	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg/l	42	33	47	31	32	41	35	4,2	6	23
TOC	mg/l	3,1	4,1	2,5	76	6,2	39	3,1	45	35	38
DOC	mg/l	1,8	3,6	2,5	67	3,6	32	1,5	36	33	35
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	0,33	0,57	0,35	2,75	1,04	2,53	0,48	2,11	2,66	5,52
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,33	0,57	0,35	2,75	1,04	2,53	0,48	2,11	2,66	5,52
Sauerstoff	mg/l	0,1	5,3	0,3	0,3	0,3	0,2	1,9	0,2	0,2	0,3
Leitfähigkeit	µS/cm	336	256	359	499	305	451	265	355	482	634
Redoxspannung	mV	+460	+430	+200	+60	+330	+130	+370	+90	+100	+110
Temperatur	°C	11,4	10,3	11,1	9,4	11,1	10,1	11,3	10,2	10,9	9,2
pH-Wert	-	5,6	5,5	5,4	5,9	5,8	5,9	5,6	6	6,1	6,2

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)

Analysendaten der Grundwasserproben vom 03.06.2003

Proben-Bez.		MP 1-T	MP 1-F	MP 2-T	MP 2-F	MP 3-T	MP 3-F	MP 4-T	MP 4-F	MP 5-T	MP 5-F	B8	B8	B13	B13
Probenahme		03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003	03.06.2003
Entnahmetiefe															
Labor-Nummer		00505	00506	00507	00508	00509	00510	00511	00512	00513	00514	00515	00516	00517	00518
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	28	< 1	86	< 1	11	230	15	60	45	480	520
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	11	< 1	14	< 1	420	600	300	320	320	270	300
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	160	< 1	300	< 1	1.100	860	500	530	430	120	140
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	2	520	2	950	1	4.100	2.200	1.800	1.500	1.200	370	440
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	22	< 1	23	< 1	1.500	660	410	440	440	61	70
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**			**2**	**740**	**2**	**1.400**	**1**	**7.100**	**4.600**	**3.000**	**2.900**	**2.400**	**1.300**	**1.500**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	4	1	< 1	1	< 1	< 1
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	11	< 1	25	< 1	87	76	60	48	41	24	27
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	68	< 1	85	< 1	250	180	190	130	110	5	6
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	170	1	250	< 1	690	530	460	400	320	16	18
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	95	1	120	< 1	310	210	200	160	130	7	8
Summe nachgew.Aromaten	µg/l				340	2	480		1.300	1.000	910	740	600	52	59
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	0,8	< 0,1	1	0,8	0,5	1,2	0,6	0,1	0,1
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	0,02	0,04	0,04	64	< 0,02	35	0,16	31	52	5,8	41	37	2	2,4
Nitrat	mg/l	55,2	29	56,1	0,13	31,3	0,12	18,9	0,17	0,1	0,14	0,13	0,1	22,6	17,9
Sulfat	mg/l	33,2	23,5	33,7	58,1	26,1	28,4	19,2	2,6	1,9	14,2	1,7	4,5	47,4	41,7
Methan	µg/l	26	<10	<10	1500	26	6200	27	6200	6800	1500	4900	6800	3200	3400
TOC	mg/l	5	5,5	3,6	76	4,4	35	2,6	53	29	51	50	50	45	46
DOC	mg/l	4,7	5,3	3,4	65	4,3	25	2,4	44	21	42	43	40	38	34
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	0,32	0,59	0,33	3,99	0,96	3,06	0,62	3,86	4,43	7,50	4,37	3,59	5,46	5,32
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,32	0,59	0,33	3,99	0,96	3,06	0,62	3,86	4,43	7,50	4,37	3,59	5,46	5,32
Sauerstoff	mg/l	0,2	6,9	0,2	0,1	0,1	0,4	5,9	0,1	0,6	0,4	0,2	0,1	0,3	0,2
Leitfähigkeit	µS/cm	293	229	342	568	278	395	169	417	493	749	471	409	708	650
Redoxspannung	mV	470	440	410	160	290	180	320	130	90	120	130	130	210	210
Temperatur	°C	10,7	10,1	10,7	10,6	10,9	10,6	11,1	10,5	10,7	10,3	10,8	10,9	10,7	10,7
pH-Wert	-	6,1	6,1	5,8	6,3	6,3	6,1	6,2	6,4	6,6	6,7	6,4	6,4	6,4	6,4
												Entnahmetiefe 5m	Entnahmetiefe 9m	Entnahmetiefe 5,50m	Entnahmetiefe 9m

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 04.09.03

Proben-Bez.		MP-1T	MP-1F	MP-2T	MP-2F	MP-3T	MP-3F	MP-4T	MP-4F	MP-5T	MP-5F
Probenahme		04.09.03	04.09.03	04.09.03	04.09.03	04.09.03	04.09.03	04.09.04	04.09.03	04.09.03	04.09.03
Entnahmetiefe											
Labor-Nummer		01750	01751	01752	01753	01754	01755	01756	01757	01758	01759
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	23	< 1	76	< 1	9	160	38
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	11	< 1	18	< 1	340	410	530
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	250	3	270	4	790	610	420
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1000	7	890	9	3200	1500	1600
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	18	1	20	1	980	460	460
Summe nachgew.BTEX	µg/l				1300	11	1300	14	5300	3100	3000
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	3
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	19	2	22	< 1	59	52	45
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	80	2	70	2	210	120	180
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	230	3	220	3	530	370	440
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	100	2	100	2	230	140	180
Summe nachgew.Aromaten	µg/l				430	9	410	7	1.000	690	850
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	0,7	< 0,1	0,5	0,7	0,2
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	< 0,02	0,02	< 0,02	28	< 0,02	37	0,13	51	71	24
Nitrat	mg/l	54,3	31,2	51,6	0,15	30,4	0,13	20,1	0,15	0,12	0,13
Sulfat	mg/l	33,8	25,7	42,3	48,6	27,5	31,6	25,8	3,2	2,1	18,9
TOC	mg/l	3,8	3,4	3,3	22	5,6	25	3,4	38	23	23
DOC	mg/l	3,5	2,8	3,1	21	4,8	3	3,4	37	23	22
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	0,3	0,48	0,44	2,39	1,45	2,93	0,65	4,23	4,5	3,89
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,3	0,48	0,44	2,39	1,45	2,93	0,65	4,23	4,5	3,89
Sauerstoff	mg/l	0,1	7,2	2,9	0,1	0,7	0,1	6,3	0,3	0,3	0,3
Leitfähigkeit	µS/cm	310	219	213	298	230	354	160	454	450	399
Redoxspannung	mV	+420	+430	+430	+50	+290	+90	+310	+80	+80	+90
Temperatur	°C	10,7	11,1	11,4	13,0	11,5	13,2	11,5	13,3	11,5	13,1
pH-Wert	-	6,0	6,3	6,2	6,8	6,7	6,6	6,3	6,7	6,9	6,9

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 04.12.03

Proben-Bez.		MP 1-T	MP 1-F	MP 2-T	MP 2-F	MP 3-T	MP 3-F	MP 4-T	MP 4-F	MP 5-T	MP 5-F
Probenahme		04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003	04.12.2003
Entnahmetiefe	m.u.ROK										
Labor-Nummer		03287	03288	03289	03290	03291	03292	03293	03294	03295	03296
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	12	< 1	37	< 1	6	130	33
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	5	< 1	11	< 1	230	280	340
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	170	< 1	170	2	540	440	320
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	1	600	1	500	2	1.800	1.100	910
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	13	< 1	10	< 1	530	310	290
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**			**1**	**800**	**1**	**730**	**4**	**3.100**	**2.300**	**1.900**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	17	12	11
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	17	< 1	18	< 1	48	38	37
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	60	< 1	39	< 1	140	93	110
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	170	< 1	120	1	360	270	290
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	73	< 1	54	< 1	160	110	120
Summe nachgew.Aromaten	µg/l				320		230	1	730	520	570
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,2	< 0,1	1	< 0,1	1,5	0,8	0,7
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	0,09	0,21	0,06	29	0,2	31	0,32	53	88	35
Nitrat	mg/l	62,6	40,9	40,3	1,2	9,3	4,4	24,1	0,17	0,07	0,16
Sulfat	mg/l	37,7	26,8	22,7	14,3	20,6	8,4	21,2	6,6	0,29	10,7
Methan	µg/l	<10	<10	<10	1200	23	6800	12	9000	7300	2000
TOC	mg/l	7,1	7,8	6,9	19	9	25	9	18	9,1	7,4
DOC	mg/l	5,3	7,7	5,6	17	8,7	16	5	18	9	6,5
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	0,32	0,42	0,42	1,6	1,20	2,4	0,66	2,60	3,5	2,10
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,32	0,42	0,42	1,6	1,20	2,4	0,66	2,60	3,5	2,10
Sauerstoff	mg/l	0,2	4,3	3	0,2	2,4	0,5	3,8	0,2	0,3	0,6
Leitfähigkeit	µS/cm	313	237	234	275	217	340	204	430	496	308
Redoxspannung	mV	+460	+460	+430	+150	+270	+170	+270	+150	+100	+120
Temperatur	°C	11,1	11,5	11,7	12,4	11,8	12,6	11,9	12,7	11,9	12,3
pH-Wert	-	5,8	5,9	5,8	6,4	6,3	6,3	6,1	6,4	6,6	6,5

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 17.03.04

Proben-Bez.		MP 1-T	MP 1-F	MP 2-T	MP 2-F	MP 3-T	MP 3-F	MP 4-T	MP 4-F	MP 5-T	MP 5-F
Probenahme		17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004	17.03.2004
Entnahmetiefe	m.u.ROK	9,5	6,5	9,5	6,5	9,5	6,5	9,5	6,5	9,0	6,5
Labor-Nummer		04498	04499	04500	04501	04502	04503	04504	04505	04506	04507
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	9	< 1	45	< 1	5	190	74
Toluol	µg/l	< 1	< 1	< 1	7	< 1	11	1	120	590	1100
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	120	< 1	88	2	68	990	990
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	490	2	480	5	1.100	2.800	3.400
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	21	< 1	13	1	330	710	960
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**				**650**	**2**	**640**	**9**	**1.600**	**5.300**	**6.500**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	12	25	34
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	10	2	9	< 1	9	89	100
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	79	< 1	45	< 1	120	260	340
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	120	< 1	88	1	210	750	870
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	< 1	110	< 1	68	< 1	130	300	370
Summe nachgew.Aromaten	µg/l				320	2	210	1	480	1.400	1.700
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	< 0,1	0,1	< 0,1	0,2	0,3	0,2
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	0,04	0,07	0,05	36	0,1	35	0,16	36	91	29
Nitrat	mg/l	65	51	66	2	23	1	27	< 1	< 1	2
Sulfat	mg/l	40	26	41	28	21	28	27	10	4	42
Methan	µg/l	<20	<20	<20	1300	38	5400	<20	5700	10000	2400
TOC	mg/l	8	7	6	31	11	34	8	26	38	34
DOC	mg/l	5	6	5	29	10	32	8	24	32	31
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	0,34	0,54	0,36	3	1,30	3,7	0,83	2,60	4,8	5,20
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,34	0,54	0,36	3	1,30	3,7	0,83	2,60	4,8	5,20
Sauerstoff	mg/l	0,2	2,9	0,1	0,1	2,4	0,2	4,5	0,1	0,1	0,3
Leitfähigkeit	µS/cm	346	265	358	357	228	449	216	281	516	581
Redoxspannung	mV	360	380	320	130	280	160	280	130	100	130
Temperatur	°C	11,1	10,6	11,1	10,4	11,4	10,6	11,3	10,5	10,9	10,0
pH-Wert	-	5,9	6,1	5,8	6,6	6,4	6,5	6,2	6,5	6,6	6,7

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 08.06.04

Proben-Bez.		MP 1-T	MP 1-F	MP 2-T	MP 2-F	MP 3-T	MP 3-F	MP 4-T	MP 4-F	MP 5-T	MP 5-F
Probenahme		08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004	08.06.2004
Entnahmetiefe	m.u.ROK	9,5	6,5	9,5	6,5	9,5	6,5	9,5	6,5	9,0	6,5
Labor-Nummer		05496	05497	05498	05499	05500	05501	05502	05503	05504	05505
Benzol	µg/l	< 1	< 1	< 1	11	< 1	88	< 1	12	220	110
Toluol	µg/l	< 1	< 1	1	6	< 1	22	< 1	370	540	1500
Ethylbenzol	µg/l	< 1	< 1	2	190	< 1	390	1	720	960	1.000
m/p-Xylol	µg/l	< 1	< 1	6	480	< 1	1200	3	2.000	2.500	3.500
o-Xylol	µg/l	< 1	< 1	< 1	16	< 1	27	< 1	570	530	810
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**			**9**	**700**		**1.700**	**4**	**3.700**	**4.800**	**6.900**
Styrol	µg/l	< 1	< 1	< 1	1	< 1	2	< 1	21	21	35
Cumol	µg/l	< 1	< 1	< 1	25	< 1	37	< 1	69	94	110
Mesitylen	µg/l	< 1	< 1	< 1	94	< 1	100	< 1	220	240	340
Pseudocumol	µg/l	< 1	< 1	1	270	< 1	340	< 1	560	700	830
Hemellitol	µg/l	< 1	< 1	1	120	< 1	160	< 1	250	290	360
Summe nachgew.Aromaten	µg/l			2	510		640		1.100	1.300	1.700
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	0,2	< 0,1	0,8	0,6	0,4
MKW > C40	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Eisen	mg/l	0,04	0,07	0,05	27	0,14	20	0,44	49	98	33
Nitrat	mg/l	70	60	73	6	44	4	15	< 1	< 1	1
Sulfat	mg/l	39	27	40	21	28	16	18	16	< 1	20
Methan	µg/l	<10	<10<	<10	590	<10	5800	<10	9300	12000	4000
TOC	mg/l										
DOC	mg/l										
Säurekapazität K_S 4,3	mmol/l	0,45	0,68	0,57	1,33	1,12	3,17	0,93	2,53	3,57	6,30
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,45	0,68	0,57	1,33	1,12	3,17	0,93	2,53	3,57	6,30
Sauerstoff	mg/l	0,2	2,8	0,1	0,2	0,3	0,5	5,3	0,1	0,1	0,3
Leitfähigkeit	µS/cm	344	293	363	287	283	423	162	380	557	724
Redoxspannung	mV	+460	+460	+380	+80	+290	+120	+330	+90	+70	+100
Temperatur	°C	10,6	10,2	10,6	10,5	10,9	10,8	10,8	10,7	10,6	10,4
pH-Wert	-	5,8	6,2	6	6,6	6,6	6,6	6,5	6,7	6,8	6,9

Tanklager Schäferhof-Süd (SELMA)
Analysendaten der Grundwasserproben vom 31.08.2004

Proben-Bez.		MP 1-T	MP 1-F	MP 2-T	MP 2-F	MP 3-T	MP 3-F	MP 4-T	MP 4-F	MP 5-T	MP 5-F
Probenahme		31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004	31.08.2004
Entnahmetiefe	m.u.ROK	9,5	6,5	9,5	6,5	9,5	6,5	9,5	6,5	9,0	6,5
Labor-Nummer		07080	07081	07082	07083	07084	07085	07086	07087	07088	07089
Benzol	µg/l	<1	<1	<1	11	<1	68	<1	10	230	110
Toluol	µg/l	<1	<1	<1	6	<1	17	<1	350	520	1000
Ethylbenzol	µg/l	<1	<1	<1	120	<1	260	1	750	680	850
m/p-Xylol	µg/l	<1	<1	<1	320	<1	870	8	2.700	1.700	2.800
o-Xylol	µg/l	<1	<1	<1	12	<1	18	9	720	370	640
Summe nachgew.BTEX	**µg/l**				**470**		**1.200**	**18**	**4.500**	**3.500**	**5.400**
Styrol	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	24	14	25
Cumol	µg/l	<1	<1	<1	8	<1	21	<1	65	59	92
Mesitylen	µg/l	<1	<1	<1	42	<1	64	1	230	140	270
Pseudocumol	µg/l	<1	<1	<1	150	<1	220	4	540	420	700
Hemellitol	µg/l	<1	<1	<1	72	<1	100	2	240	170	300
Summe nachgew.Aromaten	µg/l				270		410	7	1.100	800	1.400
Kohlenwasserstoffindex	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	0,7	<0,1	0,7	<0,1	1,3	1,2	1,2
MKW > C40	mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Eisen	mg/l	0,11	0,11	<0,02	31	<0,02	22	0,37	60	78	36
Nitrat	mg/l	99	59	75	5	44	9	14	<1	<1	<1
Sulfat	mg/l	34	23	29	14	28	17	18	26	<1	5
Methan	µg/l	<10	<10<	<10	1500	160	6400	570	14000	15000	5200
TOC	mg/l										
DOC	mg/l										
Säurekapazität $K_{S\,4,3}$	mmol/l	0,42	0,52	0,45	2,82	1,00	3,03	0,85	4,98	5,61	7,19
Hydrogencarbonat	mmol/l	0,42	0,52	0,45	2,82	1,00	3,03	0,85	4,98	5,61	7,19
Sauerstoff	mg/l	0,5	5,2	0,4	0,2	0,8	0,8	6	0,3	0,2	0,3
Leitfähigkeit	µS/cm	387	270	343	326	293	348	187	533	531	697
Redoxspannung	mV	+520	+490	+430	+30	+270	+80	+270	+40	+70	+70
Temperatur	°C	10,6	10,9	11	10,5	11,1	12,4	11,2	12,7	11,2	12,2
pH-Wert	-	5,9	6,2	6	6,5	6,5	6,4	6,3	6,4	6,7	6,7

Grundwasserbeprobung Schäferhof Süd 03.06.2002
Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

Probe	B 8	B 11	B 12	B 13	MP 1 flach	MP 1 tief	MP 2 flach	MP 2 tief	MP 3 flach	MP 3 tief	MP 4 flach	MP 4 tief	MP 5 flach	MP 5 tief
Substanz	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Metabolite														
Benzoesäure	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,66	0,00	0,00	0,00	0,00
Methylbenzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Methylbenzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Methylbenzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C2-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,09	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45
C2-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	2,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C2-Benzoesäure (i)	10,50	0,00	0,00	3,95	0,00	0,00	42,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,79
C2-Benzoesäure (i)	1,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,05	0,00	43,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C2-Benzoesäure (i)	2,55	0,00	0,00	16,19	0,00	0,00	39,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,69
C2-Benzoesäure (i)	0,94	0,00	0,07	10,72	0,00	0,00	9,79	0,00	10,81	0,00	0,00	0,00	0,00	9,40
C3-Benzoesäure (i)	2,49	0,00	0,04	8,84	0,00	0,00	2,87	0,00	6,34	0,00	12,24	0,00	0,00	3,90
C2-Benzoesäure (i)	4,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,74	0,00	3,61	0,00	3,60	0,00	0,00	5,95
C2-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,96	0,00	0,00	3,07	0,00	0,00	0,00	13,07	0,00	0,00	1,59
C2-Benzoesäure (i)	9,68	0,00	0,07	7,40	0,00	0,00	50,45	0,00	2,02	0,00	3,03	0,00	0,00	8,25
C3-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,35	0,00	7,10	0,00	0,78	0,00
C2-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00	8,33	0,00	6,04	0,00	2,38	0,00	0,17	0,21
C3-Benzoesäure (i)	6,36	0,00	0,00	13,81	0,00	0,00	5,10	0,00	0,00	0,00	1,68	0,00	0,93	10,76
C3-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,42	0,00	0,00	0,00	2,01	0,00	5,46	0,00	4,45	0,00	0,29	0,00
C3-Benzoesäure (i)	1,37	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	1,94	0,00	1,96	0,00	0,00	0,00	1,19	0,95
C3-Benzoesäure (i)	3,00	0,00	0,00	3,60	0,00	0,00	12,45	0,00	6,45	0,00	0,00	0,00	0,00	5,83
C3-Benzoesäure (i)	1,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,10	0,00	2,67	0,00	0,00	0,00	0,00	3,36
C3-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,88	0,00	16,27	0,00	3,68	7,23
C3-Benzoesäure (i)	3,64	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,81	0,00	0,00	0,00	4,45	0,20
C3-Benzoesäure (i)	0,22	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75
C3-Benzoesäure (i)	1,94	0,00	0,00	3,82	0,00	0,00	2,27	0,00	1,89	0,00	1,55	0,00	0,00	1,85
C3-Benzoesäure (i)	3,16	0,00	0,05	0,40	0,00	0,00	20,98	0,00	1,23	0,00	1,89	0,00	0,00	7,86
C3-Benzoesäure (i)	3,67	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	8,85	0,00	5,74	0,00	4,29	3,83
C3-Benzoesäure (i)	1,47	0,00	0,16	3,24	0,00	0,00	2,60	0,00	8,29	0,00	1,25	0,00	0,00	0,78
C3-Benzoesäure (i)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,00	0,52	0,00	2,74	0,00
C3-Benzoesäure (i)	8,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,56	0,00	0,92	6,40
Fettsäuren														
Hexadecansäure	22,14	22,32	19,82	42,45	5,68	16,96	27,49	11,42	11,57	11,79	15,28	36,31	6,33	7,38
Octadecansäure	13,09	10,56	10,24	29,71	2,73	8,40	17,57	6,57	9,39	12,65	20,92	23,11	4,19	3,93
Summe Metabolite	**66,81**	**0,00**	**1,23**	**77,41**	**0,00**	**0,00**	**264,24**	**0,00**	**119,05**	**8,66**	**80,33**	**0,00**	**19,45**	**119,03**
Summe Fettsäuren	**35,23**	**32,88**	**30,06**	**72,16**	**8,41**	**25,36**	**45,06**	**17,99**	**20,97**	**24,44**	**36,20**	**59,42**	**10,51**	**11,30**

(i) = Isomere
C2-Benzoesäuren: Dimethylbenzoesäuren oder Ethylbenzoesäuren oder Toluylsäuren
C3-Benzoesäuren: Trimethylbenzoesäuren oder Methylethylbenzoesäuren
oder Propylbenzoesäuren

Anhang 5.3-2

Grundwasserbeprobung Schäferhof Süd 02.12.2002
Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

Probe	**B 8**	**B 11**	**B 12**	**B 13**	**MP 1 flach**	**MP 1 tief**	**MP 2 flach**	**MP 2 tief**	**MP 3 flach**	**MP 3 tief**	**MP 4 flach**	**MP 4 tief**	**MP 5 flach**	**MP 5 tief**
Substanz	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Metabolite														
Benzoesäure	0	12,85	15,49	20,73	55,05	14,61	8,91	3,66	3,88	4,51	12,72	3,48	4,5	0
C1-Benzoesäure	0	1,33	1,4	43,65	0	0	2,73	0,1	4,74	0,44	21,06	0,28	5,36	11,2
C1-Benzoesäure	0	0	1,22	24,19	0	0	9,72	0,07	5,71	0,29	8	0,17	5,96	2,52
C1-Benzoesäure	0	0	0	36,19	0	0	3,6	0	8,47	0	0	0	1,95	0
C2-Benzoesäure (i)	5,45	0	0	2,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0	1,33	0	0	0	0	0	0	5,1	0	0,31	0
C2-Benzoesäure (i)	8,39	4,07	5,3	20,61	0	0	3,26	0,27	1,23	0	50,52	0	1,31	0
C2-Benzoesäure (i)	10,37	0	1,54	57,7	0	0	26,43	0	8,27	0	27,39	0,08	5,04	32,73
C2-Benzoesäure (i)	0	1,65	1,9	63,94	0	0	11,88	0,05	44,34	0,41	21,39	0,25	4,7	27,99
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0,84	34	0	0	9	0	28,92	0,33	25,93	0	6	4,39
C2-Benzoesäure (i)	0	0	1,55	34	0	0	3,62	0	8,28	0	0	0	0	6,69
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0,3	5,52	0	0	8,06	0	5,02	0,04	12,13	0,48	0	0
C2-Benzoesäure (i)	3,45	0	1,63	11,8	0	0	8,84	0	7,55	0	11,38	0,04	0	0
C2-Benzoesäure (i)	0	0	2,8	18,52	0	0	23,77	0,08	25,92	0,34	21,02	0,18	7,25	31,97
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	11,31	0	0	4,63	0	7,66	0	0	0	0	0
C3-Benzoesäure (i)	3,12	4,61	0,94	39,04	0	0	3,64	0	12,75	0,32	19,93	0	2,09	10,94
C3-Benzoesäure (i)	10,37	0	1,01	24,38	0	0	1,88	0,06	7,94	0,24	4,34	0,04	0,65	10,15
C3-Benzoesäure (i)	3,45	1,85	0	14,37	0	0	13,28	0	30,72	0,74	15,27	0	4,35	26,81
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	45,29	0	0	5,46	0	8,73	0	8,89	0	1,4	3,68
C3-Benzoesäure (i)	3,62	0,95	0,23	13,79	0	0	5,07	0	11,12	0	27,24	0	3,05	15,3
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,9	6,88
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	50,99	0	0	7,57	0	26,96	0	19,61	0	4,54	8,77
Fettsäuren														
Tetradecansäure	1,96	13,33	14,11	50	36,2	11,8	6,64	4,56	12,05	5,87	0	5,94	4,98	9,68
Hexadecansäure	8,67	26,69	31,34	44,33	129,45	30,37	18,68	13,51	21,61	14,43	20,62	13,41	14,12	8,44
Octadecansäure	4,34	13,08	12,33	22,54	71,21	15,49	7,12	7,89	11,64	6,88	9,37	7,43	6,28	5,14
Summe Metabolite	**48,22**	**27,32**	**36,13**	**573,37**	**55,05**	**14,61**	**161,35**	**4,31**	**258,22**	**7,66**	**311,91**	**5,01**	**59,34**	**200,02**
Summe Fettsäuren	**14,97**	**53,1**	**57,78**	**116,87**	**236,85**	**57,66**	**32,44**	**25,96**	**45,3**	**27,18**	**29,99**	**26,78**	**25,37**	**23,26**

(i) = Isomere

C2-Benzoesäuren: Dimethylbenzoesäuren oder Ethylbenzoesäuren oder Toluylsäuren

C3-Benzoesäuren: Trimethylbenzoesäuren oder Methylethylbenzoesäuren
oder Propylbenzoesäuren

Grundwasserbeprobung Schäferhof Süd 03.06.03
Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

Probe	**B 8 flach**	**B 8 tief**	**B 9 flach**	**B 13 tief**	**MP 1 flach**	**MP 1 tief**	**MP 2 flach**	**MP 2 tief**	**MP 3 flach**	**MP 3 tief**	**MP 4 flach**	**MP 4 tief**	**MP 5 flach**	**MP 5 tief**
Substanz	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Metabolite														
Benzoesäure	2,90	2,78	2,90	5,84	2,14	9,58	6,84	2,88	6,72	4,02	7,60	2,18	2,82	3,00
C1-Benzoesäure	15,02	14,40	0,88	0,86	0,00	0,00	3	0,18	3,28	0	17,06	0,08	7,06	12,62
C1-Benzoesäure	6,38	4,34	1,16	1,14	0,20	0,72	10,92	0,42	4,42	0,54	14,86	0,24	2,48	8,84
C1-Benzoesäure	2,78	1,68	3,02	2,14	0	0	17,62	0,18	2,90	0,18	6,90	0,10	1,46	4,94
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0	6,32	0	0	0	0	1,94
C2-Benzoesäure (i)	39,50	24,78	1,80	3,32	0	0	103,28	0,03	23,54	0	25,02	0,12	7,30	18,28
C2-Benzoesäure (i)	15,92	12,16	0	0	0	0	32,54	0	6,92	0	8,84	0	3,92	9,02
C2-Benzoesäure (i)	37,70	22,10	0,14	1,06	0	0	72,8	0,30	14,66	0	25,06	0	7,80	24,82
C2-Benzoesäure (i)	8,60	6,24	1,92	1,68	0	0	9,62	0	8,22	0	7,18	0	0,96	6,28
C2-Benzoesäure (i)	5,90	6,20	5,44	4,34	0	0	0	0	0	0	16,30	0	1,42	7,90
C2-Benzoesäure (i)	8,58	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	4,30	0	10,16	0	0	6,66
C2-Benzoesäure (i)	12,68	3,42	2,06	3,24	0	0	54,42	0	7,94	0	0	0	1,54	9,12
C2-Benzoesäure (i)	24,58	26,48	4,36	2,02	0	0	66,22	0	40,28	0,14	44,76	0	4,76	12,48
C3-Benzoesäure (i)	0	0,00	0	0,00	0	0	11,14	0	0	0	10,30	0	0,46	1,26
C3-Benzoesäure (i)	0	0,00	0	2,74	0	0	0	0	0	0	0	0	3,46	12,96
C3-Benzoesäure (i)	0	0,00	0	0	0	0	53,70	0	9,74	0	21,28	0,03	2,80	2,92
C3-Benzoesäure (i)	2,68	6,56	0	0	0	0	18,96	0	6,52	0	6,32	0	0	8,02
C3-Benzoesäure (i)	34,66	0,00	0	0	0	0	106,66	0,22	14,06	0	14,62	0	4,44	4,46
C3-Benzoesäure (i)	15,00	26,32	0	0	0	0	50,98	0	3,70	0	0	0	0	5,28
C3-Benzoesäure (i)	0	0	1,18	1,20	0	0	15,14	0	0	0	0	0	0	3,06
C3-Benzoesäure (i)	0	19,00	0	0	0	0	11,62	0	0	0	0	0	0	22,60
C3-Benzoesäure (i)	0	12,48	0	0	0	0	54,58	0,28	5,94	0	0	0	2,92	4,74
C3-Benzoesäure (i)	0	0,00	0	0	0	0	0	0	3,8	0	4	0	0	10,90
Fettsäuren														
Tetradecansäure	0	0	3,04	0	3,90	19,32	0	5,68	9,96	6,48	0	2,22	5,18	4,24
Hexadecansäure	9,16	6,54	11,08	3,02	8,38	60,32	14,98	18,26	52,74	26,64	19,2	6,12	11,48	12,04
Octadecansäure	6,38	0,00	5,24	1,78	22,72	42,38	8,94	3,4	28,22	19,18	16,14	22,34	6,70	7,68
Summe Metabolite	**232,88**	**188,94**	**24,86**	**29,58**	**2,34**	**10,30**	**700,04**	**4,49**	**173,26**	**4,88**	**240,26**	**2,75**	**55,6**	**202,10**
Summe Fettsäuren	**15,54**	**6,54**	**19,36**	**4,80**	**35,00**	**122,02**	**23,92**	**27,34**	**90,92**	**52,3**	**35,34**	**30,68**	**23,36**	**23,96**

(i) = Isomere

C2-Benzoesäuren: Dimethylbenzoesäuren oder Ethylbenzoesäuren oder Toluylsäuren

C3-Benzoesäuren: Trimethylbenzoesäuren oder Methylethylbenzoesäuren
oder Propylbenzoesäuren

Grundwasserbeprobung Schäferhof Süd 04.12.2003
Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

Probe	**MP 1 flach**	**MP 1 tief**	**MP 2 flach**	**MP 2 tief**	**MP 3 flach**	**MP 3 tief**	**MP 4 flach**	**MP 4 tief**	**MP 5 flach**	**MP 5 tief**
Substanz	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Metabolite										
Benzoesäure	0,67	0,88	3,13	2,63	2,59	3,16	0	0,19	0	0,64
C1-Benzoesäure	0	0	0	0	1,07	0	18,08	0	9,86	16,52
C1-Benzoesäure	0	0	2,92	0,03	1,18	0,00	8,56	0	3,77	7,29
C1-Benzoesäure	0	0	0,81	0	0,70	0,00	4,65	0,02	0,77	7,82
C2-Benzoesäure (i)	0	0	2,01	0	8,08	0	34,73	0	5,01	30,53
C2-Benzoesäure (i)	0	0	1,42	0	4,39	0	8,55	0,13	4,22	11,68
C2-Benzoesäure (i)	0	0	4,27	0	0,00	0	0	0	0	48,41
C2-Benzoesäure (i)	0	0	7,37	0	7,75	0	16,87	0,07	8,62	0,00
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	2,12	0	7,86	0	2,52	9,87
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	10,69	0,04	8,19	11,04
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	11,51	0	0	5,01
C2-Benzoesäure (i)	0	0	4,61	0	0	0	0,00	0	4,03	12,00
C2-Benzoesäure (i)	0	0	21,73	0	34,44	0,14	11,75	2,28	3,75	20,05
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0,10	0	10,53
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	18,25	0	1,19	3,67
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	2,96	0	7,29	0,09	3,97	16,60
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	1,52	0	3,02	0	5,28	5,64
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	6,83	0	8,69	0	7,83	25,42
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	1,64	0	4,77	0	4,87	0
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0,99	0	0	0	0	5,67
C3-Benzoesäure (i)	0	0	4,09	0	0	0	0	0	0	0
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fettsäuren										
Tetradecansäure	2,17	2,35	13,24	2,75	6,59	3,86	0	2,16	6,60	0,00
Hexadecansäure	9,75	9,25	30,73	12,23	15,08	18,12	26,44	8,96	18,71	8,07
Octadecansäure	7,77	7,84	24,72	8,48	8,35	22,68	20,41	8,95	12,44	5,46
Summe Metabolite	**0,67**	**0,88**	**52,37**	**2,66**	**76,24**	**3,30**	**175,26**	**2,92**	**73,89**	**248,40**
Summe Fettsäuren	**19,69**	**19,44**	**68,69**	**23,47**	**30,03**	**44,66**	**46,85**	**20,08**	**37,76**	**13,54**

(i) = Isomere

C2-Benzoesäuren: Dimethylbenzoesäuren oder E

C3-Benzoesäuren: Trimethylbenzoe

oder Propylbenzoesäuren

Grundwasserbeprobung Schäferhof Süd 08.06.2004
Gehalte der polaren Kohlenwasserstoffe (Fettsäuren und aromatische Säuren)

Probe	**MP 1 flach**	**MP 1 tief**	**MP 2 flach**	**MP 2 tief**	**MP 3 flach**	**MP 3 tief**	**MP 4 flach**	**MP 4 tief**	**MP 5 flach**	**MP 5 tief**
Substanz	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Metabolite										
Benzoesäure	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C1-Benzoesäure	0	0	0	0	0	0	27,45	0	0	0
C1-Benzoesäure	0	0	0	0	0	0	18,09	0	0	0
C1-Benzoesäure	0	0	0	0	0	0	5,81	0	0	0
C2-Benzoesäure (i)	0	0	12,90	0	0	0	10,20	0	0	19,70
C2-Benzoesäure (i)	0	0	3,14	0	0	0	3,57	0	2,42	4,51
C2-Benzoesäure (i)	0	0	3,42	0	5,30	0	29,93	0	0	2,07
C2-Benzoesäure (i)	0	0	3,38	0	1,35	0	0	0	0	10,44
C2-Benzoesäure (i)	0	0	1,99	0	5,41	0	10,37	0	0,39	5,79
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0,56	0	3,90	0	17,85	0	1,59	14,88
C2-Benzoesäure (i)	0	0	1,06	0	8,97	0	0	0	1,11	1,21
C2-Benzoesäure (i)	0	0	0,89	0	5,35	0	12,81	0	0,95	1,62
C2-Benzoesäure (i)	0	0	3,62	0	6,94	0	35,92	0	2,28	6,77
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	13,87	0	0	8,01
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	4,87	0	0	0	0	1,17
C3-Benzoesäure (i)	0	0	1,65	0	0	0	13,09	0	0	1,96
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	7,76	0	5,09	0	0	20,98
C3-Benzoesäure (i)	0	0	1,88	0	13,00	0	0	0	0	0
C3-Benzoesäure (i)	0	0	7,22	0	0	0	13,56	0	0	0
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,64	8,02
C3-Benzoesäure (i)	0	0	3,69	0	0	0	0	0	1,07	8,09
C3-Benzoesäure (i)	0	0	9,00	0	0	0	24,98	0	5,44	21,01
C3-Benzoesäure (i)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fettsäuren										
Tetradecansäure	0	0	4,04	0	0	1	0	0	0	0
Hexadecansäure	0	0	13,64	0,33	21	5	27	0,82	17,34	0
Octadecansäure	0	0	9,10	0,50	12	6	35	0	10,71	0
Summe Metabolite	**0,00**	**0,00**	**54,40**	**0,00**	**62,85**	**0,00**	**242,59**	**0,00**	**15,89**	**136,23**
Summe Fettsäuren	**0,00**	**0,00**	**26,78**	**0,83**	**33,21**	**11,92**	**61,73**	**0,82**	**28,05**	**0,00**

(i) = Isomere

C2-Benzoesäuren: Dimethylbenzoesäuren oder Ethylbenzoesäuren oder Toluylsäuren

C3-Benzoesäuren: Trimethylbenzoesäuren oder Methylethylbenzoesäuren oder Propylbenzoesäuren

Anhang 5.4

Bestimmung von Benzoesäure in Wasserproben

Inhaltsverzeichnis

ZIELSETZUNG 2
KURZBESCHREIBUNG 2
STÖRUNGEN 2
1. SUBSTANZEN 2
2. GERÄTE UND CHEMIKALIEN 2
3. STANDARDLÖSUNGEN 3
3.1 KALIBRIERSTANDARDS 3
3.2 KONTROLLSTANDARD 3
4. PROBENVORBEREITUNG 4
4.1 PROBENAUFBEREITUNG 4
4.2 BLINDWERTBESTIMMUNG 4
5. MESSUNG 4
5.1 HPLC-PARAMETER 4
5.2 CHROMATOGRAMM 5
5.3 RETENTIONSZEITEN (TYPISCH; ABHÄNGIG VOM ZUSTAND DER HPLC - TRENNSÄULE) 5
5.4 ERSTELLEN DER KALIBRIERFUNKTION: 5
5.5 MESSUNG DES KONTROLLSTANDARDS 5
6. AUSWERTUNG UND BERECHNUNG 6
6.1 BERECHNUNG DER STEIGUNG DER KALIBRIERFUNKTION 6
6.2 BERECHNUNG DES MULTIPLIKATORS 6
6.3 BERECHNUNGSFORMEL 6
6.4 ANGABE DES ERGEBNISSES 6
7. REGELKARTEN 6

	Erstellt	Geprüft und Freigegeben	gültig ab
Name			
Datum			

Zielsetzung

Diese Prüfungsvorschrift ist geeignet zur Bestimmung von Benzoesäure in Grund- und Sickerwässern sowie in Eluaten.

Kurzbeschreibung

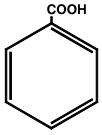
Benzoesäure wird nach Anreicherung und Filtration mittels HPLC mit UV-Detektion bestimmt.

Störungen

Substanzen die im gleichen Spektralbereich Licht absorbieren und ähnliche chromatographische Eigenschaften aufweisen, können zu Störungen in der Bestimmung führen.

1. Substanzen

1.1 Benzoesäure



Molare Masse: 122,12 g/mol
Summenformel: $C_7H_6O_2$
MAK-Wert: -

2. Geräte und Chemikalien

2.1 Acetonitril z.B. Fisher Art.Nr.: A/0630 PB17
2.2 Wasser z.B. Merck Art.Nr.: 1.15333.2500
2.3 Wasser pH 3,5
2.4 Benzoesäure min. 99,9 %
2.5 HPLC-Säule, z.B. Agilent Zorbax Eclipse 4,6 x150; 5 µm XDB C8; Art.Nr.: 993967-906
2.6 HPLC-Anlage mit Pumpe und UV-Detektor z.B. Milton-Roy / Agilent
2.7 Personal Computer mit Auswertesoftware z.B. HP-Chemstation
2.8 Einwegspritzenfilter 0,2 µm, z.B. M &N Nr. 718007
2.9 Tetrahydrofuran Uvasol, z.B. Merck
2.10 SPE-Festphase M&N SB
2.11 H_2SO_4 1M
2.12 Laborübliche Gerätschaften

Herstellung von 2.3: Wasser pH 3,5

1000 ml dest. Wasser (2.2) werden mit 1-molarer Schwefelsäure (2.11) auf den pH von 3,5 eingestellt.

3. Standardlösungen

3.1 Kalibrierstandards

3.1.1 Benzoesäure-Stammlösung 10000 mg/l
3.1.2 Benzoesäure-Lösung 20 mg/l
3.1.3 Benzoesäure-Lösung 10 mg/l
3.1.4 Benzoesäure-Lösung 1 mg/l
3.1.5 Benzoesäure-Lösung 0,2 mg/l
3.1.6 Benzoesäure-Lösung 0,1 mg/l

Herstellung von 3.1.1: Benzoesäure -Stammlösung (10000 mg/l)
Von der Benzoesäure werden genau 1000 mg in einen 100 ml - Messkolben eingewogen und mit 50 ml Acetonitril (2.1) versetzt. Nach vollständiger Auflösung und Temperierung auf 20 °C wird bis zur Eichmarke mit Acetonitril (2.1) aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.2: Benzoesäure (20,0 mg/l)
0,2 ml der Stammlösung (3.1) werden in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20° C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.3: Benzoesäure (10 mg/l)
50 ml der Standardlösung (3.2) werden in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.4: Benzoesäure (1 mg/l)
1 ml der Standardlösung (3.2) wird in einen 20 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.5: Benzoesäure (0,2 mg/l)
1 ml der Standardlösung (3.2) wird in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

Herstellung von 3.1.6: Benzoesäure (0,1 mg/l)
0,5 ml der Standardlösung (3.2) wird in einen 100 ml - Messkolben pipettiert und nach Temperierung auf 20 °C mit dest. Wasser zur Eichmarke aufgefüllt.

3.2 Kontrollstandard

3.2.1 Benzoesäure-Stammlösung 10000 mg/l
3.2.2 Benzoesäure-Kontrollstandard 20 mg/l

Die Herstellung der Kontrollstandardlösungen erfolgt analog der Herstellung der Kalibrierstandardlösungen 3.1.1 und 3.1.2. Es ist darauf zu achten, dass die für die Herstellung der Kontrollstandards eingesetzte Benzoesäure von einem anderen Hersteller als die für die Bereitung der Kalibrierstandards benutzten Benzoesäure stammt.

Die Standardlösungen (Kalibrier- und Kontrollstandards) müssen kühl und dunkel aufbewahrt werden.

4. Probenvorbereitung

4.1 Probenaufbereitung

Die Festphasensäule (2.10) wird mit 2 Säulenvolumen Methanol und 2 Säulenvolumen dest. Wasser (2.2) konditioniert. Nach erfolgter Konditionierung ist daruf zu achten, dass die Festphasensäule nicht mehr trockenläuft!
1000 ml der klaren bzw. über 0,45 µm-Membranfilter filtrierten Wasserprobe werden langsam über die konditionierte Festphasensäule gesaugt. Nachdem die gesamte Wasserprobe über die Säule gesaugt ist, wird mit 3 ml dest. Wasser (2.2) nachgewaschen.
Die Festphasensäule wird durch Durchleitung eines Luftstroms getrocknet. Die Extraktion der Benzoesäure erfolgt mit 2 x 0,5 ml 1M Schwefelsäure (2.11) in einen 2 ml-Messkolben. Der Messkolben wird nach Temperierung auf 20° C mit 1M NaOH bis zur Eichmarke aufgefüllt. 1 ml dieser Lösung werden mittels Einmal-Spritze über einen 0,2 µm-Spritzenfilter (2.8) in ein Autosampler-Vial filtriert. Diese Lösung wird mittels HPLC/UV analysiert.

4.2 Blindwertbestimmung

1000 ml des zur Analyse benutzten Wassers (2.2) werden wie eine Probe behandelt. Die Bestimmung des Blindwertes hat arbeitstäglich zu erfolgen. Der Wert der Blindwertmessung wird in die entsprechende Blindwert-Regelkarte eingetragen.

5. Messung

Vor Beginn der Messung hat sich der ausführende Mitarbeiter von der Funktionstauglichkeit der HPLC-Anlage zu überzeugen.

5.1 HPLC-Parameter

Säule:	Chromatographiesäule, z.B. Agilent Zorbax Eclipse 4,6 x 150 mm, 5 µm XDB C_8 Art.Nr.: 993967-906
Laufmittel:	Wasser-Acetonitril-Gradient (V/V)
Flußrate:	1,0 ml/min
Injektionsmenge:	20 µl
Druck:	ca. 60 bar
Temperatur:	30 °C
Detektor:	UV
Wellenlänge:	228 nm
Spalt:	10 nm
Response Time:	0,5 Sekunden

Wasser-Acetonitril-Gradient

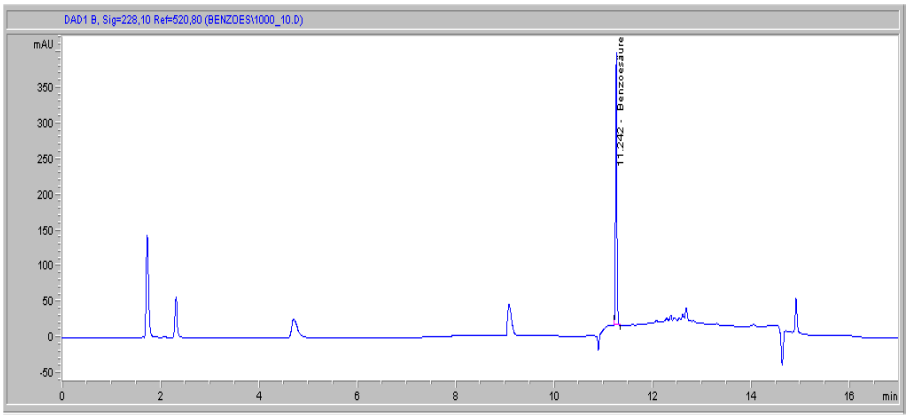
A: Wasser pH 3,0 (H_2SO_4)
B: Acetonitril

Zeit [Min]	A [%]	B [%]
0	99	1
4	98	2
8	75	25
10	0	100
12	0	100
13	99	1
16	99	1

5.2 Chromatogramm

Eine Standardlösung mit einer Konzentration von 0,1 mg/l muß noch gut auswertbare Peaks ergeben. Die Linearität muß sich über einen Bereich von 0,1 mg/l bis 20 mg/l erstrecken. Sollte dies nicht der Fall sein, muß gerätespezifisch optimiert werden. Messlösungen mit einer Konzentration > 20 mg/l müssen entsprechend mit Acetonitril (2.1) verdünnt werden.
Unter diesen Bedingungen wird folgendes Chromatogramm erhalten (die zusätzlichen Signale vor der Benzoesäure stammen von anderen Carbonsäuren, die für eine andere Analyse benötigt werden):

Standardlösung 10 mg/l



5.3 Retentionszeiten (typisch; abhängig vom Zustand der HPLC - Trennsäule)

Benzoesäure 11,2 Minuten

5.4 Erstellen der Kalibrierfunktion:

Es wird eine Bezugsfunktion aus 5 Punkten mit den Standardlösungen nach 3.1.2 bis 3.1.6 erstellt. Die Kalibrierung ist zu erneuern, wenn die Überprüfung nach *5.5* eine unzulässig hohe Abweichung ergeben hat.

5.5 Messung des Kontrollstandards

Das fehlerfreie Arbeiten des Messgerätes und die Gültigkeit der Kalibrierung wird durch die Messung eines Kontrollstandards (3.2.2) überprüft. Dies hat arbeitstäglich zu erfolgen. Bei Abweichungen von mehr als ± 10 % von der Soll - Konzentration, ist die Kalibrierung neu zu erstellen. Das Ergebnis der Kontrollstandardmessung wird in die entsprechende Kontrollstandard-Regelkarte eingetragen.

6. Auswertung und Berechnung

Die Datenaufnahme und -auswertung erfolgt mittels PC mit entsprechender Software. Die Quantifizierung erfolgt über externen Standard mit Mehrpunktkalibrierung.

6.1 Berechnung der Steigung der Kalibrierfunktion

$$\frac{n\sum xy - (\sum x)(\sum y)}{n\sum x^2 - (\sum x)^2} = b$$

n: Anzahl der Messwertpaare
y: Konzentration der Standardlösung in mg/l
x: Fläche der jeweiligen Standardlösung
b: Steigung der Kalibrierfunktion

6.2 Berechnung des Multiplikators

$$\frac{V}{E_P} = F_M$$

F_M: Berechnungsfaktor
V: Volumen des endgültigen Extraktes in ml
E_P: Eingesetzte Probenmenge in ml

6.3 Berechnungsformel

$$F_P * b * F_M = C$$

C: Konzentration in der Wasserprobe in mg/l
F_P: Fläche der Probenkomponente
b: Steigung der Kalibrierfunktion (aus 6.1)
F_M: Berechnungsfaktor (aus 6.2)

6.4 Angabe des Ergebnisses

Die Massenkonzentration wird auf 0,01 mg/l gerundete Werte, jedoch mit nicht mehr als 2 signifikanten Stellen angegeben.

7. Regelkarten

Blindwert-Regelkarte Wasser
Wiederfindungs-Regelkarte Wasser
Kontrollstandard-Regelkarte

Anhang 5.5

Analysenverfahren zur Bestimmung von Metaboliten –
Hausverfahren Universität Frankfurt a.M. (Stand Juni 2004)

Das Verfahren dient der Untersuchung von Metabolien (polare Kohlenwasserstoffe) in der wässrigen Phase.
Zuerst wird eine Flüssig-Flüssig-Extraktion durchgeführt. Dazu werden 0,5 l einer Wasserprobe in einen 1l - Scheidetrichter gegeben und mit verdünnter Natronlauge auf einen pH-Wert von ≥ 12 eingestellt. Anschließend wird die Probe dreimal mit jeweils 60 ml Dichlormethan ausgeschüttelt, wobei die Kohlenwasserstoffe aus der Probe entfernt werden. Danach wird die Probe mit 10 %iger Salzsäure auf einen pH-Wert von ≤ 2 angesäuert und einer dreimaligen Schüttelextraktion mit jeweils 50 ml Diethylether unterzogen. Die zusammengeführten Extrakte werden über NA_2SO_4 getrocknet und im Vakuum-Rotationsverdampfer auf ca. 2-4 ml eingeengt und anschließend eingedampft.
Das getrocknete Extrakt wird nachfolgend mit 1ml Dichlormethan angelöst. Für die Derivatisierung mit Trimethylsulfoniumhydroxid (TMSH, pro mg Extrakt 33 µl) wird eine Teilmenge entnommen, welche ca. 1 mg Extrakt enthält. Als Katalysator fungiert Pyridin (pro mg Extrakt 7 µl). Die Derivatisierung erfolgt unter Erwärmung der Probe auf 60°C innerhalb einer Stunde. Dabei konvertieren die organischen Säuren zu Methylester. Als interner Standard wird Squalan (ca. 5 µg pro mg Extrakt) hinzu gegeben.

Die Detektion erfolgt mittels GC/MS. Die Probe wird auf eine FS-Supreme-5 „fused silisa“ Kapillarsäule (30 m; ∅ 0,25 mm) gegeben. Das Ofentemperaturprogramm des Gaschromatographen wird von 40°C bis 300°C mit einer Steigerungsrate von 4°C/min gefahren und für 30 min gehalten.
Die Identifikation der Metabolite erfolgt anhand der Massenspektren, wobei ein Responsefaktor von 1 angenommen wird.

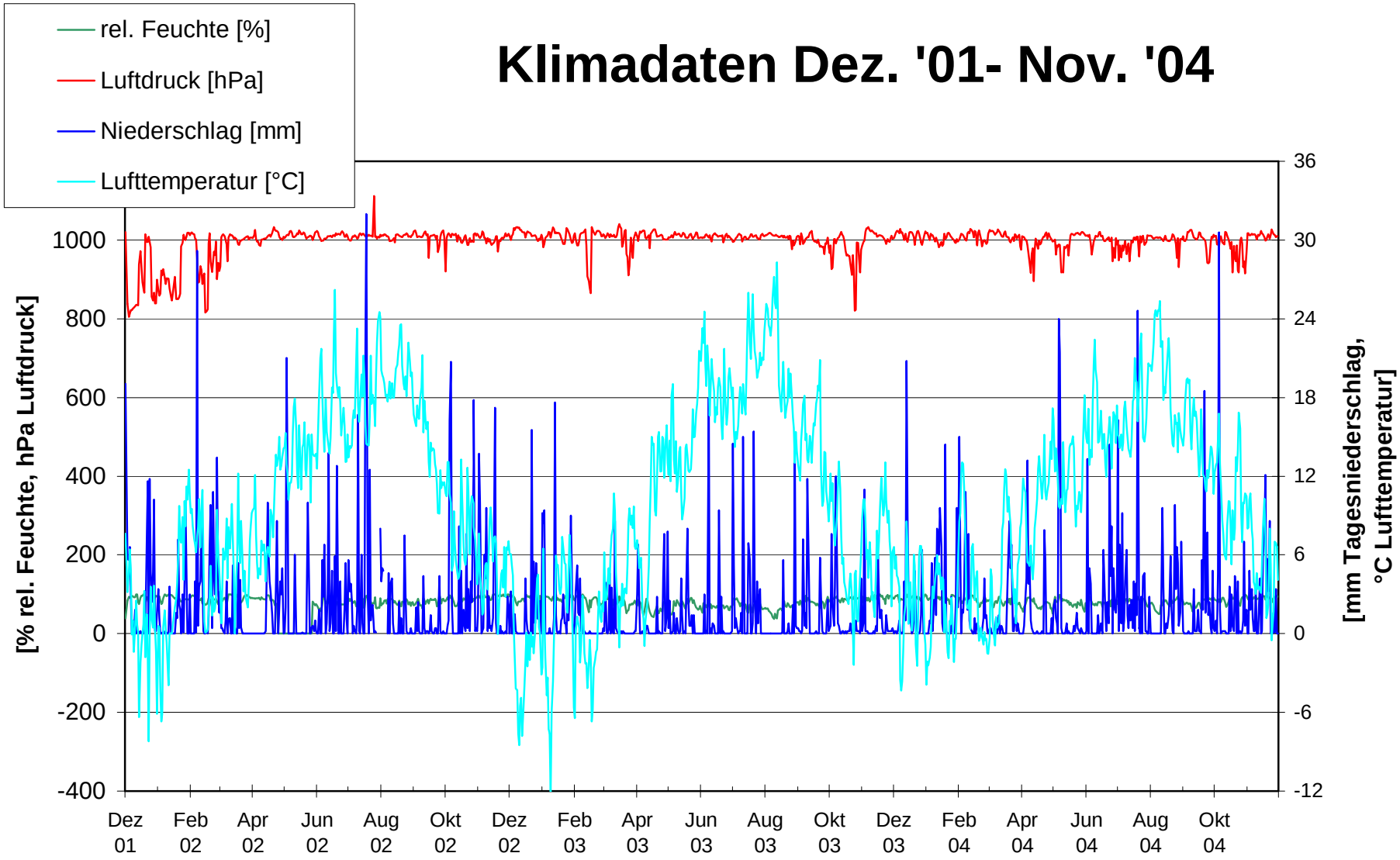
Anhang 5.6

Bestimmung von niedermolekularen Aliphaten in Wasser mittels Headspace-GC-FID-Methode (Hausmethode Dr. Weßling Laboratorien GmbH)

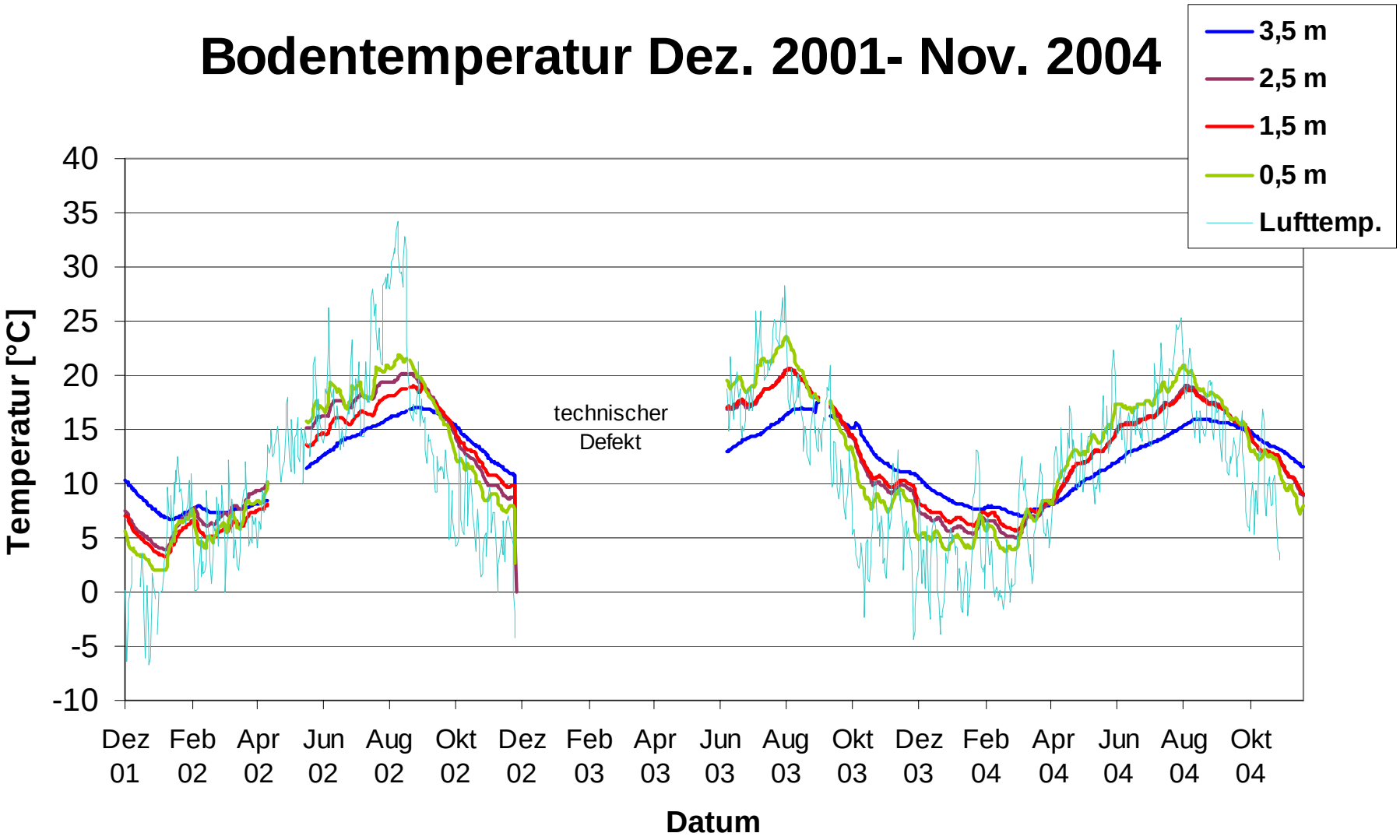
Kurzbeschreibung des Verfahrens

Das Analysenverfahren beruht auf dem Prinzip der Dampfraumanalyse. Durch Erwärmen der Wasserprobe werden die leichtflüchtigen Komponenten in die Gasphase ausgetrieben. Ein Aliquot der Gasphase wird mittels eines automatischen Probengebers in den Gaschromatographen injiziert. Dort werden die Einzelsubstanzen nach der Trennung auf einer Kapillarsäule mit Hilfe eines Flammenionisations-Detektors erfasst. Die Identifikation erfolgt aufgrund der Retentionszeit.

Anhang 6.1


Klimadaten Dez. '01- Nov. '04
rel. Feuchte [%]
Luftdruck [hPa]
Niederschlag [mm]
Lufttemperatur [°C]
[% rel. Feuchte, hPa Luftdruck]
[mm Tagesniederschlag, °C Lufttemperatur]
1000
800
600
400
200
0
-200
-400
36
30
24
18
12
6
0
-6
-12
Dez 01
Feb 02
Apr 02
Jun 02
Aug 02
Okt 02
Dez 02
Feb 03
Apr 03
Jun 03
Aug 03
Okt 03
Dez 03
Feb 04
Apr 04
Jun 04
Aug 04
Okt 04

Anhang 6.2


Bodentemperatur Dez. 2001- Nov. 2004
3,5 m
2,5 m
1,5 m
0,5 m
Lufttemp.
Temperatur [°C]
40
35
30
25
20
15
10
5
0
-5
-10
technischer
Defekt
Dez 01
Feb 02
Apr 02
Jun 02
Aug 02
Okt 02
Dez 02
Feb 03
Apr 03
Jun 03
Aug 03
Okt 03
Dez 03
Feb 04
Apr 04
Jun 04
Aug 04
Okt 04
Datum

Texte

Texte
02
06
ISSN
0722-186X

Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 298 76 712/02
UBA-FB 000874

Texte
02/06
ISSN
0722-186X

Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

erstellt auf der Grundlage des Abschlussberichtes zum Forschungsprojekt „Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone“

von

Prof. Dr. Jürgen Warrelmann, Dipl.-Geol. Klaudia Hettwer, Prof. Dr. Wolfgang Heyser
Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie, Universität Bremen

Prof. Dr. Wilhelm Püttmann, Dipl.-Geol. Simone Gaab,
Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main

Uwe Drewes
alphacon GmbH, Ganderkesee

Dipl.-Geol. Dieter Vehlhaber
Büro für Umweltgeologie, Hude

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.umweltbundesamt.de
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet II 4.3 Barbara Kabardin
Fachgebiet II 4.1 Konstantin Terytze

Dessau, Januar 2006

Inhaltsverzeichnis

1 Zielsetzung und Geltungsbereich 4

2 Begriffserläuterungen 5

3 Berücksichtigung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen 7

3.1 Zielstellung und Anwendungsfälle 7

3.2 Einbeziehung in die Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen ..8

3.2.1 Erfassung / Historische Erkundung 8
3.2.2 Orientierende Untersuchung 8
3.2.3 Detailuntersuchung 8
3.2.4 Sanierungsplanung, Sanierungsdurchführung und Nachsorge 9

3.3 Voraussetzungen 10

3.3.1 Umgang mit der Schadstoffquelle 10
3.3.2 Mindestuntersuchungen 11
3.3.3 Räumliche und zeitliche Prognostizierbarkeit sowie Kontrollierbarkeit des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes 15
3.3.4 Zeitliche Aspekte im Hinblick auf die Erreichung von Sanierungszielen 16
3.3.5 Erfolgskontrolle, Eingreifkriterien, Handlungsoptionen und Konzeption für Alternativmaßnahmen 17
3.3.6 Beurteilung der einzelfallspezifischen Gegebenheiten 18
3.3.7 Unsicherheitsbetrachtung im Hinblick auf das Erreichen der Zielstellung 19

4 Fachliche Grundlagen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials von kontaminierten Böden in der ungesättigten Bodenzone 20

4.1 Relevante Parameter für natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse 20

4.1.1 Beschaffenheit der Kontamination und Schadstoffinventar 20
4.1.2 Hydrogeologische Standortparameter 24
4.1.3 Bodenparameter 25
4.1.4 Physiko-chemische Parameter 29
4.1.5 Biologische Parameter 35
4.1.6 Untersuchung der relevanten Parameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser 37

4.2 Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone 43

5 Standortuntersuchungsprogramm zum Nachweis der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone und zur analytischen Kontrolle der Konzentrationsabnahme am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX 46

5.1 Qualitätssicherung im Hinblick auf ein Standortuntersuchungsprogramm 46

5.1.1 Mindestanforderungen an das Untersuchungsprogramm 47
5.1.2 Methoden der Probengewinnung und Probenbehandlung 52
5.1.3 Methoden der Vor-Ort-Analytik und chemisch-analytische Untersuchungsmethoden 55

5.2 Ablauf der Langzeituntersuchungen 58
5.2.1 Startuntersuchung 58
5.2.2 Verlaufsmonitoring 59
5.2.3 Abschlussuntersuchung 59
5.3 Probennahmeplan 59
5.3.1 Untersuchungsparameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser 59
5.3.2 Messstellen in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser 60
5.3.3 Probennahme in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser sowie Probenbehandlung 62
5.4 Analysenplan und Datenqualität 63
5.4.1 Untersuchungsmethoden (Vor-Ort- und Laboranalytik) 63
5.4.2 Beurteilung der Datenqualität 65
5.5 Beurteilung der Untersuchungsergebnisse 67

6 Charakterisierung des am Standort vorhandenen natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials 68

Quellenverzeichnis 73

1 Zielsetzung und Geltungsbereich

Die vorliegende Handlungsempfehlung wendet sich vorrangig an die für den Bodenschutz zuständigen Behörden, richtet sich aber auch an Sanierungspflichtige, Berater und Planungsbüros, die sich mit der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen befassen.

Die Handlungsempfehlung soll eine wissenschaftlich-technische Hilfestellung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes für Böden in der ungesättigten Bodenzone geben. In ihr werden eine praxiserprobte Vorgehensweise dargestellt und allgemein akzeptierte Methoden zur Bestimmung von relevanten Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse sowie von Indikatoren für mikrobiologische Abbauprozesse benannt.

Sie bezieht sich ausschließlich auf die Beurteilung und Berücksichtigung von Abbau- und Rückhalteprozessen, die ohne jegliche Einflussnahme unter natürlichen Bedingungen ablaufen.

Die Handlungsempfehlung bezieht sich des Weiteren prioritär auf die Schadstoffgruppen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und monoaromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX), weil diese Stoffgruppen in Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen besonders verbreitet sind und ein natürlicher Abbau dieser Stoffgruppen in Umweltmedien hinreichend belegt ist.

Den Schwerpunkt der vorliegenden Handlungsempfehlung bildet der Umgang mit Kontaminationen in der wasserungesättigten Bodenzone, wobei Wechselwirkungen mit der wassergesättigten Bodenzone berücksichtigt werden, insbesondere unter dem Aspekt, dass die gesättigte Bodenzone einen potenziellen Austragspfad für Schadstoffe darstellt (vgl. Abschnitt 4.2).

Die fachliche Grundlage bilden insbesondere die Ergebnisse des Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes (UFOPLAN FKZ 298 76 712 / 02), die im Abschlussbericht “Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone“ [1] sowie in einer diesbezüglichen Literaturstudie [2] dargestellt sind. Vergleichend wurden Angaben aus Arbeitshilfen und Merkblättern sowie einem Positionspapier zu natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser herangezogen [3, 4, 5, 6].

2 Begriffserläuterungen

Einige für die vorliegende Handlungsempfehlung relevante Begriffe, die nicht Bestandteil des § 2 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [7] sind, werden nachfolgend erläutert.

Austragspfad: Der Austragspfad stellt den Weg eines Schadstoffes aus der ungesättigten Bodenzone in die angrenzenden Bereiche (Grundwasser, Atmosphäre) dar. Der Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser erfolgt primär über den Sickerwasserpfad, der Austrag von Schadstoffen in die Atmosphäre primär über den Bodenluftpfad.

Biologische Parameter: Als biologische Parameter werden Messgrößen für den Stoffwechsel von Bodenorganismen, z. B. die Bodenatmung, bezeichnet.

Bioverfügbarkeit: Unter Bioverfügbarkeit ist zu verstehen, dass eine abzubauende Substanz den beteiligten Organismen zugänglich ist. Dies kann durch direkten Zellkontakt, den Wasserpfad oder Luftpfad erfolgen. Im Boden können Substanzen (z. B. Schadstoffe) durch Adsorption an die Bodenmatrix, Einschluss oder Einlagerung in Mikroporen in ihrer Bioverfügbarkeit herabgesetzt sein.

Bodenparameter: Unter Bodenparametern werden alle relevanten Bodeneigenschaften eines Standortes zusammengefasst.

Elektronendonator: Elektronendonatoren sind organische oder anorganische Substanzen, die für den biologischen Energiestoffwechsel notwendige Elektronen (Reduktionsäquivalente) liefern und damit für Abbauprozesse essentiell sind. Auch Schadstoffe (z. B. Kohlenwasserstoffe) können als Elektronendonatoren fungieren.

Elektronenakzeptor: Elektronenakzeptoren sind Verbindungen, die Elektronen aus der Atmungskette von Organismen aufnehmen und damit essentiell für die biologische Energiegewinnung sind. Der wichtigste Elektronenakzeptor ist molekularer Sauerstoff, unter anaeroben Bedingungen werden auch Nitrat, Sulfat, Kohlendioxid oder organische Zwischenprodukte des Stoffwechsels als Elektronenakzeptoren genutzt. Auch Schadstoffe können als Elektronenakzeptor fungieren (z. B. Tetrachlorethen).

Kontaminanten: Der Begriff wird als Synonym für den Begriff Schadstoffe gemäß § 2 Nr. 6 BBodSchV verwendet.

Kontamination: Als Kontamination wird eine Verunreinigung von Boden, Wasser oder Luft durch Schadstoffe gemäß § 2 Nr. 6 BBodSchV bezeichnet.

Metabolite: Metabolite sind Zwischenprodukte des Stoffwechsels, die weiter umgesetzt werden können (Energiestoffwechsel, Baustoffwechsel) oder nicht weiterreagieren und ausgeschieden werden (unvollständiger Abbau). Bei einem unvollständigen Abbau von Schadstoffen können Metabolite auftreten, die toxischer sind als die Ausgangsverbindungen.

Monitoring: Als Monitoring wird die Vorgehensweise zur Erfassung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse an einem kontaminierten Standort über einen vorher definierten Untersuchungszeitraum (Langzeituntersuchungen) bezeichnet. Es gliedert sich in eine Startuntersuchung, ein Verlaufsmonitoring zur Überprüfung der prognostizierten Entwicklung der Schadstoffgehalte und eine Abschlussuntersuchung.

Natürlicher Schadstoffabbau und –rückhalt: Der Begriff bezeichnet physikalische, chemische und biologische Prozesse, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Verringerung der Masse, der Toxizität, der Mobilität, des Volumens oder der Konzentration eines Stoffes im Boden und Grundwasser führen. Die Begriffsverwendung erfolgt in Anlehnung an die OSWER-Direktive der US-EPA, die diese Prozesse als ´Natural Attenuation` bezeichnet [8], bzw. in Anlehnung an ein Positionspapier der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), das die Prozesse mit dem Begriff ´Natürliche Schadstoffminderung` bezeichnet [3].

Nachsorge: Als Nachsorge wird in Anlehnung an eine Handlungsempfehlung des ITVA [18] der Schritt der Altlastenbearbeitung bezeichnet, der nach einer Sanierungsmaßnahme und/oder einzelnen Sanierungsteilleistungen immer dann erforderlich ist, wenn aufgrund eines verbliebenen Schadstoffpotenzials eine Überwachung der Wirkungspfade langfristig notwendig ist. Nachsorge setzt voraus, dass langfristig keine Gefahr mehr besteht und beschreibt auch alle erforderlichen Überwachungstätigkeiten, um zukünftig entstehende Veränderungen der Standortrandbedingungen und der Schadstoffausbreitung über die maßgeblichen Wirkungspfade zu (ursprünglich) betroffenen Schutzgütern im Hinblick auf das Entstehen neuer oder Umschlagen latenter Gefahren kontrollieren zu können.

Physiko-chemische Parameter: Unter physiko-chemischen Parametern werden Klima- und Milieufaktoren sowie die Gruppe der Elektronendonatoren, Elektronenakzeptoren und Nährstoffe zusammengefasst.

Sanierungsziel(e): Unter dem Sanierungsziel ist der nach Abschluss der Sanierung zu erreichende Zielzustand eines Standortes zu verstehen. Das (die) Sanierungsziel(e) wird (werden) durch die zuständige Fachbehörde festgelegt und im Sanierungsplan verankert. Das Sanierungsziel kann standortorientiert (z. B. durch Unterschreiten festgelegter Zielwerte der Schadstoffbelastung am Standort) und/oder schutzgutorientiert sein.

Standortparameter: Als Standortparameter werden Parameter bezeichnet, die die geologische und hydrogeologische Situation des kontaminierten Standortes und seiner Umgebung kennzeichnen.

Wasserungesättigte Bodenzone: Unter der (wasser)ungesättigten Bodenzone sind die nicht wasserführenden (grundwasserfreien) Bodenschichten oberhalb des Grundwasserleiters zu verstehen. Sie besteht aus dem belebten Oberboden, einer Zwischenzone und dem an den Grundwasserleiter angrenzenden Kapillarsaum.

Wassergesättigte Bodenzone: Unter der (wasser)gesättigten Bodenzone sind die Grundwasser führenden Bodenschichten zu verstehen. Sie sind durch die Grundwasseroberfläche nach oben und die Grundwassersohle nach unten begrenzt. Durch Spiegellagenschwankungen des Grundwassers (variierende Grundwasserstände) unterliegt die wassergesättigte Bodenzone einer räumlich-zeitlichen Dynamik.

3 Berücksichtigung natürlicher Schadstoff-abbau- und -rückhalteprozesse bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen

Bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen ist die Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse bei entsprechenden Voraussetzungen aus ökologischen wie ökonomischen Gründen unverzichtbar (s. Abschnitt 3.3). Nachfolgend ist dargestellt, auf welchen Stufen der Bearbeitung und in welcher Weise die vorliegende Handlungsempfehlung eine wissenschaftlich-technische Hilfestellung bietet.

3.1 Zielstellung und Anwendungsfälle

Natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse können zur Verminderung von Gefahren für Schutzgüter, zur Wiederherstellung von natürlichen Bodenfunktionen und zur Erreichung von Sanierungszielen beitragen. Besondere Bedeutung kommt dabei dem mikrobiologischen Abbau von Schadstoffen zu, da er irreversibel ist. Auch der natürliche Schadstoffrückhalt kann sich bei bestimmten Kontaminanten oder Fraktionen einer Kontamination (z. B. langkettigen Kohlenwasserstoffen) und geeigneten Standort-bedingungen durchaus dazu eignen, die Schadstoffausbreitung und damit die Gefährdung von Schutzgütern zu vermindern. Bei einem Schadstoffrückhalt kann es sich um irreversible Prozesse handeln, die zur Festlegung der Schadstoffe führen, oder um reversible Prozesse, die den Austrag von Schadstoffen z. B. zugunsten eines Abbaus in der ungesättigten Bodenzone verzögern.

Natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse können

- als Bestandteil einer Sanierungsstrategie in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination oder Sicherung) berücksichtigt werden. Das ist z. B. in der Endphase einer Dekontamination möglich, wenn prognostiziert wurde, dass die Wirksamkeit der natürlichen Abbauprozesse ausreicht, um eine Konzentrations-abnahme von Schadstoffen bei einer Restkontamination zu erreichen. Aber auch auf einer Teilfläche, ggf. auch in einem horizontalen Teilbereich (wenn eine höher kontaminierte oberflächennahe Bodenschicht ausgetauscht und eine geringer kontaminierte, tiefer liegende Bodenschicht in ihrer natürlichen Lagerung belassen wird), können natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse zur Erreichung von Sanierungszielen beitragen.

- allein zur Erreichung von Sanierungszielen und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen ausreichen.

3.2 Einbeziehung in die Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen

Nachfolgend wird die Einbeziehung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in die stufenweise Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen kurz dargestellt. Eine ausführliche Darstellung einschließlich des Zwecks, des Bezugs zu Rechtsvorschriften sowie der Vorgehensweise auf den einzelnen Bearbeitungsstufen ist im Positionspapier der LABO [3] enthalten, das auf die Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse in der gesättigten Bodenzone ausgerichtet ist.

3.2.1 Erfassung / Historische Erkundung

Abweichend von [3] wird empfohlen, so früh wie möglich, d.h. bereits bei der Erfassung / historischen Erkundung einer Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche gezielt einfach zu erhebende Daten und hydrogeologische Parameter des Standortes einzubeziehen, die Rückschlüsse auf das Potenzial natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Untergrund erlauben (wie Bodenart, Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone / Grundwasserflurabstand, Grundwasserneubildungsrate). Diese Standorteigenschaften sollten bei der beprobungslosen Erstbewertung berücksichtigt werden.

3.2.2 Orientierende Untersuchung

Gegebenenfalls kann das Vorhandensein standortspezifischer natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Rahmen der orientierenden Untersuchung durch einfache und kostengünstige Zusatzuntersuchungen (z. B. Bestimmung der Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen in der Bodenluft durch Vor-Ort-Analytik) überprüft werden.

3.2.3 Detailuntersuchung

Liegen konkrete Anhaltspunkte vor, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast begründen, und liegen des Weiteren Anhaltspunkte dafür vor, dass am Standort natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone ablaufen, sollte zur Abschätzung des Stoffeintrags aus Verdachtsflächen oder altlastverdächtigen Flächen in das Grundwasser auch eine Abschätzung der Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Bodenzone (entsprechend den in der BBodSchV, Anhang 1, Ziffer 3.3 genannten Kriterien [7]) erfolgen. Für Untersuchungen zur Ermittlung Schadstoff mindernder Prozesse ist die Anwendung der vorliegenden Handlungsempfehlung als wissenschaftlich-technische Hilfestellung besonders geeignet. Ein Untersuchungsprogramm gemäß den Vorschlägen in Abschnitt 5 ist dafür zweckmäßig.

Laufen am Standort natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in relevanten Größenordnungen ab und hat die abschließende Gefährdungsabschätzung ergeben, dass von der Verdachtsfläche/altlastverdächtigen Fläche aktuell und zukünftig keine unmittelbare Gefahr für relevante Schutzgüter ausgeht, kann ein Verlaufsmonitoring zur Überwachung der Schadstoffentwicklung gemäß den Vorschlägen in dieser Handlungsempfehlung sinnvoll sein - insbesondere Fällen, bei denen ohnehin ein Monitoring (Überwachung der Wirkungspfade, Nutzungen und sonstigen Rahmenbedingungen) vorgesehen ist um zu prüfen, ob die gegenwärtige Gefahrensituation auch in Zukunft Bestand hat.

3.2.4 Sanierungsplanung, Sanierungsdurchführung und Nachsorge

Wurde ein Sanierungserfordernis festgestellt und haben die vorausgegangenen Untersuchungen Hinweise dafür geliefert, dass am Standort natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in relevanten Größenordnungen ablaufen, sollten diese auch bei den folgenden Bearbeitungsschritten berücksichtigt werden.

- Sanierungsplanung

  Die Sanierungsuntersuchung dient der Ermittlung der geeigneten, erforderlichen und angemessenen Maßnahmen. Sie kann ergeben, dass Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination, Sicherung) zum Erreichen der Sanierungsziele nur in Teilbereichen verhältnismäßig oder aber nicht verhältnismäßig sind. In diesen Fällen kann es sinnvoll sein – Prüfung und Beurteilung aller gefahrenrelevanten Umstände des Einzelfalles vorausgesetzt – die standortspezifischen natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie (in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen) oder als Alternative zu berücksichtigen. Letzteres wäre möglich, wenn absehbar ist, dass Art, Höhe und Ausdehnung der Kontamination sowie die Standortgegebenheiten und der verfügbare Zeitrahmen einen natürlichen Schadstoffabbau und -rückhalt in ausreichendem Maße zulassen, um die festgelegten Sanierungsziele zu erreichen.

  Das vorgeschlagene Untersuchungsprogramm (s. Abschnitt 5) soll eine Hilfestellung bei der Entscheidung bieten, ob Sanierungsmaßnahmen mit standortspezifischen natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse kombiniert werden können oder ob diese im Einzelfall zur Erreichung der Sanierungsziele ausreichen. Der damit verbundene zusätzliche Untersuchungsaufwand steht einer möglichen Aufwandsersparnis bei der späteren Sanierungsdurchführung gegenüber.

  Wurde entschieden, die standortspezifischen natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie oder anstelle von Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen, sollten sowohl ihr Beitrag zum Erreichen der Sanierungsziele als auch die zur Überprüfung der erwarteten Wirksamkeit dieser Prozesse erforderlichen Messungen und Untersuchungen in einem gesonderten Kapitel zum Sanierungsplan (gemäß Anhang 3, Ziffer 2 der BBodSchV [7]) dargestellt werden. Gleiches gilt für die bei Nichterreichen oder nicht rechtzeitigem Erreichen der

Sanierungsziele ggf. erforderlichen Eingriffs- oder Alternativmaßnahmen (s. Abschnitt 3.3.5).

- Sanierungsdurchführung

  Die Sanierungsdurchführung erfolgt unter Berücksichtigung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse einschließlich der zur Überprüfung der erwarteten Wirksamkeit dieser Prozesse erforderlichen Messungen und Untersuchungen entsprechend dem Sanierungsplan.

  Stellt sich heraus, dass die Wirksamkeit der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse erheblich von der Prognose abweicht und dass das Erreichen der Sanierungsziele gefährdet ist, sind die im Sanierungsplan dargestellten Eingriffs- oder Alternativmaßnahmen durchzuführen.

- Nachsorge

  Die Berücksichtigung von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen zur Optimierung ggf. erforderlicher Nachsorgemaßnahmen ist grundsätzlich zu empfehlen.

3.3 Voraussetzungen

Für die Beurteilung der Einzelfall-spezifischen Gegebenheiten im Hinblick darauf, ob natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone allein oder in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen zur Erreichung von Sanierungszielen beitragen können und berücksichtigt werden sollten, müssen nachfolgende Voraussetzungen erfüllt sein.

3.3.1 Umgang mit der Schadstoffquelle

Gemäß dem Positionspapier der LABO [3] werden als Schadstoffquelle Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Bodenzone festgelegten Schadstoffe bezeichnet. Insofern sind – abhängig von der Belastungssituation – der gesamte kontaminierte Bereich der ungesättigten Bodenzone oder Teilflächen / Teilbereiche der Kontamination als Schadstoffquelle anzusehen.

Die Entscheidung über die Verhältnismäßigkeit einer Maßnahme zur Gefahrenabwehr hängt wesentlich von der speziellen Gefahrensituation, also auch von der Belastungssituation, ab. Dies kann hinsichtlich des Umgangs mit der Schadstoffquelle zu folgenden Strategien führen:

(i) Der gesamte kontaminierte Bereich wird mit Dekontaminations- und / oder Sicherungsmaßnahmen saniert.

(ii) Nur die hoch belasteten Teilbereiche, in denen die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse allein nicht zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen ausreichen, werden durch aktive Maßnahmen saniert. In den geringer belasteten Bereichen reicht die prognostizierte Wirksamkeit der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen aus. Die prognostizierte Wirkung der Prozesse wird durch ein auf den Einzelfall zugeschnittenes Monitoringprogramm nachgewiesen.

(iii) Es werden keine Sanierungsmaßnahmen durchgeführt. Die Beurteilung der Wirksamkeit der standortspezifischen Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse ergab, dass sie im gesamten kontaminierten Bereich zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen ausreichen. Die prognostizierte Wirkung der Prozesse wird durch ein auf den Einzelfall zugeschnittenes Monitoringprogramm nachgewiesen.

Der Anspruch an die Charakterisierung der Schadstoffquelle richtet sich nach der Sanierungsstrategie. Während in jedem Fall die genaue Lage der Quelle bekannt sein muss, ist bei einem Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen darüber hinaus die Kenntnis der vorhandenen Masse, des Zustandes und Ausbreitungsverhaltens der Schadstoffe notwendig. Diese Kenntnis ist auch dann erforderlich, wenn lediglich Teilbereiche saniert werden, weil nur auf der Grundlage dieser Informationen eine Entscheidung über das Ausmaß des zu dekontaminierenden oder zu sichernden Bodenbereiches getroffen werden kann.

Bei der Festlegung der Sanierungsstrategie ist nicht nur das Erreichen des Sanierungszieles, sondern auch der dafür notwendige Zeitraum zu berücksichtigen. Dieser ist bei einer vollständigen oder teilweisen Sanierung kürzer als im Ergebnis natürlicher Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse.

3.3.2 Mindestuntersuchungen

Standortkriterien

- Art und Eigenschaften des schadstoffverunreinigten Bodens am Standort:

  Art und Eigenschaften des kontaminierten Bodens am Standort nehmen Einfluss auf darin ablaufende natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Die nachfolgenden Parameter sollten deshalb bekannt sein: Bodenart (einschließlich Korngrößenverteilung und Humusgehalt), pH-Wert des Bodens, Nährstoffversorgung (Stickstoff, Phosphor, Makroelemente) und Bodenfeuchte (Wassergehalt des Bodens). Indirekt lassen sich von der Bodenart die ebenfalls wichtigen Parameter Tonmineralgehalt und Porenanteil ableiten. Der Gehalt an Metalloxiden, die Kationenaustauschkapazität und die Salinität eines Bodens stehen in engem Zusammenhang mit den oben genannten Parametern und können zusätzlich für die Beurteilung von Abbau- und Rückhalteprozessen herangezogen werden. Eine

detaillierte Darstellung des Zusammenhanges von Bodenparametern und natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen in der ungesättigten Bodenzone erfolgt in Abschnitt 4.

- Räumliche Standortkriterien:

  Die an einem Standort ablaufenden natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse werden durch räumliche Kriterien beeinflusst. Deshalb sollten die nachfolgenden Standorteigenschaften bei der Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes einbezogen werden.

  Größe der kontaminierten Fläche: Das Vorliegen einer diffusen und großflächigen Kontamination kann die Entscheidung für eine Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie oder den Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen begünstigen, da die Durchführung einer Dekontaminationsmaßnahme unter solchen Randbedingungen i. d. R. schwierig und aufwändig ist.

  Schichtaufbau und –mächtigkeiten: Für die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse ist einerseits die Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (Grundwasser-Flurabstand), andererseits der Aufbau und die Mächtigkeiten der Einzelschichten zu berücksichtigen. Einzelschichten können bereits kleinräumig stark variieren, so dass eine möglichst genaue Kenntnis der Schichtenverläufe für die Beurteilung der Prozesse wichtig ist.

  In Zusammenhang mit den räumlichen Kriterien stehen die hydrogeologischen Standortparameter Sickerwasserrate, Grundwasserneubildungsrate sowie kapillarer Aufstieg des Wassers am Standort (Matrixpotenzial des Bodens, Evaporation, Transpiration), die zusätzlich für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse herangezogen werden können.

Kontaminationssituation

- Kontaminanten:

  Wegen der Bedeutung und standortübergreifenden Verbreitung der Mineralöl-kohlenwasserstoffe (MKW) und monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (BTEX) bezieht sich diese Handlungsempfehlung prioritär auf diese Schadstoffgruppen. Weitere Stoffgruppen können ebenfalls einem natürlichen Schadstoffabbau und/oder –rückhalt in der ungesättigten Bodenzone unterliegen: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polychlorierte Biphenyle (PCB), Etherverbindungen (Methyl-tertiär-butylether - MTBE), Phenole, Cyanide und sprengstofftypische Verbindungen (STV). Schwermetalle als nicht abbaubare Schadstoffe unterliegen Rückhalteprozessen im Boden. Die Berücksichtigung der aufgeführten Schadstoffgruppen erfordert eine genaue Kenntnis der stofflichen Zusammensetzung der Kontamination sowie eine

ausreichende Datenlage über die Abbau- und Rückhalteeigenschaften der Einzelstoffe. Sie kann deshalb nur in einer Einzelfallprüfung erfolgen.

Der Kenntnisstand natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone für die Schadstoffgruppen MKW und BTEX ist in [2] dokumentiert.

- Eigenschaften und Verhalten der Hauptkontaminanten:

  Die mengenmäßig vorherrschende(n) Schadstoffgruppe(n) stellt (stellen) die Hauptkontamination eines Standortes dar. Die nachfolgenden Parameter stehen in Zusammenhang mit dem natürlichen Schadstoffabbau und –rückhalt und sollten deshalb für die Einzelstoffe bekannt sein: Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit, Sorptionsverhalten, Bioverfügbarkeit, biologische Abbaubarkeit und Toxizität für Bodenorganismen.

- Alter und Verteilung der Kontamination am Standort:

  Nicht nur die Art und Zusammensetzung der Kontamination, sondern auch deren Alter und räumliche Verteilung am Standort nehmen Einfluss auf die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse. Wie in der Literaturstudie [2] dargestellt, lässt die Analyse der Einzelsubstanzen Rückschlüsse auf den Alterungsgrad der Kontamination und damit auf den noch zu erwartenden weiteren natürlichen Schadstoffabbau zu. Weiterhin sollte die räumliche Verteilung der Schadstoffe in Form horizontaler und vertikaler Konzentrationsprofile hinreichend bekannt sein. Die Kontaminationsverteilung erlaubt Rückschlüsse auf mögliche Schadensherde mit physiologisch ungünstigen Konzentrationen, die einem biologischen Abbau durch Bodenorganismen entgegenstehen. Liegen Schadstoffe in geringen Gehalten oder Konzentrationen großflächig und diffus, d.h. ohne ausgeprägte Kontaminationsherde vor, kann das die Entscheidung begünstigen, auf vergleichsweise aufwändige Sanierungsmaßnahmen zu verzichten, falls die natürlichen Abbau- und Rückhalte-prozesse zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen in einem überschaubaren Zeitraum führen.

<u>Nachweis natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse</u>

Bevor eine Entscheidung gefällt werden kann, ob natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ggf. in eine Sanierungsstrategie eingebunden werden können, muss zunächst der Nachweis erbracht werden, dass eine Abnahme und / oder ein Rückhalt von Schadstoffen in ausreichendem Maße erfolgen, um das Sanierungsziel in einem überschaubaren Zeitraum zu erreichen. Eine Vorgehensweise zum Nachweis des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone ist in Abschnitt 5 der vorliegenden Handlungsempfehlung am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX dargelegt.

Die der Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone zu Grunde liegenden Prozesse sind dabei zu identifizieren. Tragen natürliche Prozesse zum Schadstoffrückhalt in der ungesättigten Bodenzone, d. h. zu einer Verringerung des Schadstoffaustrages in das Grundwasser über die Zeit, wesentlich und nachweislich bei, so sollte die Einbeziehung

dieser Prozesse in die Sanierungsstrategie geprüft werden. Von Bedeutung ist dabei die Ausbreitung der ausgetragenen Schadstoffe im Grundwasser. Wenn bereits zum Zeitpunkt der Untersuchung ein Austrag der Schadstoffe in das Grundwasser stattfindet und ein Abbau der Schadstoffe im Grundwasser deren weitere Ausbreitung nachweislich verhindert, so kann diese Strategie zur Schadstoffminderung weiter verfolgt werden. Ist dagegen erst zukünftig, d.h. nach dem Zeitpunkt der Untersuchung, ein Austrag der Schadstoffe in das Grundwasser zu erwarten, sollte aus Schutzguterwägungen hinsichtlich des Grundwassers von dieser Strategie abgesehen werden.

Nutzungen des Standortes und seiner Umgebung

Die bisherige, gegenwärtige und zukünftige (planungsrechtlich zulässige) Nutzung des kontaminierten Standortes und seiner Umgebung beeinflusst die zu wählende Sanierungsstrategie einschließlich einer möglichen Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse. Standortmerkmale, die erhalten bleiben sollen, wie das Vorliegen von Bebauungen, versiegelten Flächen, Straßen, Kanalsystemen und anderen Infrastrukturen schränken die Anwendung von Sanierungsmaßnahmen ein, so dass die Entscheidung begünstigt sein kann, die Sanierungsziele durch die standortspezifischen natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zu erreichen. Andererseits ist bei der Beurteilung zu berücksichtigen, dass die Infrastruktur des Standortes die natürlichen Prozesse im Boden wesentlich beeinflussen kann. Beispielsweise kann ein verminderter Wasser- und Nährstoffeintrag in Böden unter versiegelten Flächen einerseits einen biologischen Schadstoffabbau limitieren und andererseits den Austrag von Schadstoffen über den Sickerwasserpfad in das Grundwasser verringern oder verhindern.

Die Einbeziehung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in eine Sanierungsstrategie (oder aber der Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen) und die damit verbundenen Randbedingungen (z. B. zeitliche Aspekte) müssen mit der geplanten Nutzung des Geländes nach Erreichen eines festgelegten Sanierungszieles vereinbar sein. So kann z. B. ein Entwicklungsplan für den Standort, der kurzfristig umgesetzt werden soll, aus zeitlichen Gründen die Durchführung einer Sanierungsmaßnahme erfordern.

Schutzgut- und Gefahrensituation

Bodenkontaminationen durch Schadstoffe stellen eine potenzielle Gefahr für die Schutzgüter Mensch, Tier und Pflanze sowie Boden, Wasser und Luft dar. In Bezug auf die Ausbreitung und Wirkung der Schadstoffe auf Schutzgüter unterscheidet die BBodSchV zwischen den Wirkungspfaden Boden – Mensch (direkter Kontakt), Boden – Nutzpflanze und Boden – Grundwasser [7]. Die Schutzgüter sind dabei differenziert zu betrachten. So kann das Schutzgut Nutzpflanze einerseits Bestandteil der Nahrungskette sein und damit Einfluss auf weitere Schutzgüter (Mensch, Tier) nehmen, andererseits der Nahrungskette entzogen werden (Beispiel: Energiepflanzen).

Auch im Hinblick auf die Wirksamkeit natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse eines Standortes sollten die potenziell gefährdeten Schutzgüter identifiziert und deren Gefährdung

durch die Kontamination beurteilt werden. Diese Voraussetzung ist auf der Stufe der Gefährdungsabschätzung zu erbringen (vgl. Abschnitt 3.2.3).

Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse nehmen Einfluss auf die Ausbreitung der Schadstoffe innerhalb von Schutzgütern / Umweltmedien (Boden, Wasser) als auch auf den Eintrag in andere Schutzgüter / Umweltmedien (z. B. Stoffaufnahme in Pflanzen, Verflüchtigung in die Luftatmosphäre). Im Allgemeinen verringert der natürliche Abbau und Rückhalt von Schadstoffen die Gefahrensituation für Schutzgüter, wozu einerseits die Verringerung der Ausbreitung von Schadstoffen durch Rückhalteprozesse, andererseits die Eliminierung von Schadstoffen durch Abbauprozesse beiträgt. Allerdings können unter ungünstigen Bedingungen bei Abbauprozessen auch Metabolite gebildet werden, die eine höhere Toxizität als die Ausgangsverbindungen aufweisen und damit die Gefahrensituation wieder verschlechtern.

Die Auswirkungen natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse auf die Gefahrensituation (z. B. durch Auftreten toxischer Metabolite) sind zu berücksichtigen. Es ist deshalb im Untersuchungsprogramm der Nachweis zu erbringen, dass sich die Gefahrensituation an einem Standort oder seiner Umgebung durch Veränderung der Toxizität, Mobilität oder räumlichen Verteilung der Schadstoffe nicht verschlechtert. Dieser Nachweis kann durch ein Monitoring, das diese Aspekte berücksichtigt, erbracht werden (s. Abschnitt 5).

3.3.3 Räumliche und zeitliche Prognostizierbarkeit sowie Kontrollierbarkeit des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes

Um sicherzustellen, dass das Sanierungsziel in einem überschaubaren Zeitraum erreicht werden kann, ist über den prinzipiellen Nachweis eines natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes hinaus eine Prognose über den Verlauf der Schadstoffminderung am Standort zu erstellen. Die Prognostizierbarkeit natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone ist allerdings außerordentlich schwierig, da es sich bei kontaminierten Böden um komplexe, mehrphasige Systeme handelt, bestehend aus mineralischen und organischen Feststoffen, Porenwasser, Bodenluft und einer mehr oder weniger komplexen Schadstoffmatrix.

Aufgrund dieser Besonderheiten der ungesättigten Bodenzone und ihrer komplexen, kleinräumig stark variierenden Wechselwirkungen mit Schadstoffen lässt sich im Gegensatz zur gesättigten Bodenzone keine großskalige, d.h. den gesamten Standort erfassende Modellierung der räumlichen Schadstoffausbreitung bzw. der zeitlichen Schadstoff-entwicklung vornehmen. Daraus lassen sich folgende Ableitungen treffen:

(i) Eine Prognostizierbarkeit der Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone eines Standortes auf der Basis von Daten zu einem einzigen Untersuchungszeitpunkt (Status quo) ist nicht gegeben; allenfalls können die Daten – je nach Umfang und Qualität - für eine grobe Abschätzung der zu erwartenden Schadstoffentwicklung herangezogen werden.

(ii) Voraussetzung für die Erstellung einer Prognose der Schadstoffentwicklung in der ungesättigten Bodenzone ist die Erfassung zeitlicher Veränderungen der relevanten Parameter (Schadstoffe bzw. damit in Zusammenhang stehende Indikatoren) über einen zu definierenden Untersuchungszeitraum. Hinweise dazu sind in Abschnitt 5 am Beispiel eines Standortuntersuchungsprogrammes dargestellt.

Die Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes an einem kontaminierten Standort erfordert nicht nur die Erfassung zeitlicher Veränderungen, sondern auch möglicher räumlicher Veränderungen der Schadstoffbelastung. Das Untersuchungsprogramm muss dieser Zielsetzung über die Anordnung, Dichte und den Ausbau der Messstellen Rechnung tragen (vgl. Abschnitt 5).

Wird durch natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse an einem kontaminierten Standort eine relevante Gefahrenverminderung erwartet, so ist ein Verlaufsmonitoring erforderlich (vgl. Abschnitt 5), um die erstellte Prognose zu überprüfen und ggf. zu korrigieren (Kontrolle des Schadstoffabbaus und –rückhaltes).

Die Prognostizierbarkeit und Kontrollierbarkeit der Schadstoffentwicklung kann durch verschiedene Faktoren stark eingeschränkt sein:

(i) ausgeprägte Heterogenität des Standortes durch stark variierende geologische oder pedologische Merkmale,

(ii) ausgeprägte zeitliche Dynamik der hydrogeologischen Verhältnisse, z. B. stark schwankender Grundwasserstand,

(iii) komplexe Schadenssituation, z. B. mehrere unabhängige Schadstoffquellen.

Ist trotz Vorhandenseins aller anderen Voraussetzungen (vgl. Abschnitt 3.3.2) eine Prognostizierbarkeit und Kontrollierbarkeit der Schadstoffentwicklung am Standort aus den dargestellten Gründen nicht möglich, sollte man sich nicht darauf verlassen, dass diese Prozesse zur Erreichung von Sanierungszielen und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen ausreichen.

3.3.4 Zeitliche Aspekte im Hinblick auf die Erreichung von Sanierungszielen

Die Berücksichtigung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse an einem kontaminierten Standort ist nur dann sinnvoll, wenn das Erreichen der Sanierungsziele oder die Wiederherstellung von natürlichen Bodenfunktionen in einem überschaubaren Zeitraum möglich erscheint. Innerhalb dieses Zeitraumes, aber auch nach Erreichen der Sanierungsziele sollten mögliche Veränderungen der Gefahrensituation, d.h. die Gefährdung von Schutzgütern, erfasst werden. Folgende Kriterien sind dabei von Relevanz:

(i) Veränderungen im Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe, angezeigt durch deren Mobilität in den Medien Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser,

(ii) Veränderungen der Toxizitätseigenschaften der Kontamination, z. B. durch Bildung toxischer Metabolite,

(iii) Veränderung der Nutzungen des Standortes oder der Standortumgebung,

(iv) Veränderungen hydrogeologischer Standortmerkmale, z. B. mittel- oder langfristig zu erwartende Änderungen des Grundwasser-Flurabstandes.

Der Zeitraum zur Erreichung der Sanierungsziele kann ggf. erheblich verkürzt werden, wenn natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen, die entweder zeitlich vorangeschaltet werden oder auf Teilflächen bzw. in Teilbereichen der Bodenkontamination zur Anwendung kommen, berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 3.3.1).

3.3.5 Erfolgskontrolle, Eingreifkriterien, Handlungsoptionen und Konzeption für Alternativmaßnahmen

Die Berücksichtigung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes an einem Standort als Bestandteil einer Sanierungsstrategie unterliegt der Erfolgskontrolle durch ein Monitoring. Abschnitt 5 gibt am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX Hinweise, wie ein solches Monitoring ausgestaltet sein kann. Weichen die durch das Monitoring ermittelten Daten von der Prognose der Schadstoffentwicklung am Standort ab, so ist zu prüfen, ob sich eine Änderung der Gefahrensituation ergeben hat. Wenn trotz Abweichung der ermittelten von den prognostizierten Daten keine Änderung der Gefahrensituation, d. h. der Gefährdung von Schutzgütern, eingetreten ist, ist die Prognose der Schadstoffentwicklung zu korrigieren und auf das Erreichen der Sanierungsziele hin zu überprüfen.

Bei einer Verschlechterung der Gefahrensituation ist eine der Handlungsoptionen zu ergreifen, die im Sanierungsplan dargelegt sind. Als Handlungsoptionen kommen – in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen – folgende Sanierungsmaßnahmen in Frage: Bodenaushub, *ex situ*-Dekontaminationsverfahren, *in situ*-Dekontaminationsverfahren, bautechnische Sicherung.

Die Eingreifkriterien, die eine Verschlechterung der Gefahrensituation anzeigen, sind zu konkretisieren und ebenso wie die Handlungsoptionen im Sanierungsplan darzulegen. Bei der Festlegung von Messwerten, auf denen die Eingreifkriterien beruhen, ist zu berücksichtigen, dass kurzfristige Schwankungen der Parameterwerte auftreten können, bedingt durch die natürliche Dynamik einzelner Standortparameter, und / oder technisch bedingte Schwankungen bei Probennahme, Probenbehandlung oder Analytik. Es ist deshalb zu empfehlen, Wiederholungsmessungen mit einem zeitlichen Abstand durchzuführen, bevor eine Entscheidung über Eingriffs- bzw. Alternativmaßnahmen getroffen wird. Selbstverständlich muss auch bei Eingriffsmaßnahmen sichergestellt sein, dass keine Gefahr für Schutzgüter oder aktuelle / planungsrechtlich zulässige Nutzungen besteht.

3.3.6 Beurteilung der einzelfallspezifischen Gegebenheiten

Die zuständige Behörde beurteilt den konkreten Einzelfall im Hinblick auf die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone.. Das kann sinnvoll sein, wenn zu erwarten ist, dass natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse einen wesentlichen Beitrag zur Gefahrenminderung leisten, und folgende gefahrenrelevanten Rahmenbedingungen erfüllt sind:

- keine unmittelbare Gefährdung von relevanten Schutzgütern,
- keine empfindliche Nutzung des Standortes (z. B. Wohngebiet, Schutzgebiet) und keine im Zeitraum bis zum Erreichen der Sanierungsziele geplante wesentliche Nutzungsänderung,
- keine ausgeprägte Heterogenität des Standortes, d. h. keine stark variierenden geologischen oder pedologischen Merkmale,
- diffuse, aber lokalisierbare Schadstoffbelastung ohne ausgeprägte(n) Kontaminationsherd(e), insbesondere wenn diese großflächig vorliegt und bei Anwendung aktiver Maßnahmen einen hohen Sanierungsaufwand erfordern würde,
- gute biologische Abbaubarkeit der Stoffe und Stoffgruppen, aus denen sich die Kontamination zusammensetzt,
- geeignete biologische Abbaubedingungen (Bodenparameter, physiko-chemische Parameter, biologische Parameter),
- keine zu erwartenden toxischen Abbauprodukte (Metaboliten oder Endprodukte),
- kein oder geringer Austrag der Kontaminanten in das Grundwasser und keine weitere Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasserleiter,
- keine zu erwartenden hydrogeologischen Veränderungen am Standort, die wesentlichen Einfluss auf den Schadstoffaustrag nehmen würden.

Methoden zur Beurteilung eines Standortes im Hinblick auf Wirksamkeit natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse liegen bislang ausschließlich für Grundwasserverunreinigungen vor. Quantitative Beurteilungsmethoden wie z. B. das von Wiedemeier et. al. [10] entwickelte Ranking-Verfahren sind nicht auf die ungesättigte Bodenzone übertragbar. Tabellarische Entscheidungshilfen wie die vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) herausgegebene Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser [5] ermöglichen dagegen einen ausreichenden Spielraum für Einzelfallentscheidungen und sind in analoger Form zukünftig auch für den Umgang mit Kontaminationen in der ungesättigten Bodenzone denkbar. Voraussetzung für die Erstellung von formalisierten Entscheidungshilfen ist eine weitere Verbesserung des Kenntnisstandes über Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone.

3.3.7 Unsicherheitsbetrachtung im Hinblick auf das Erreichen der Zielstellung

Die zu erstellende Prognose für das Erreichen der Sanierungsziele und den dafür notwendigen Zeitraum ist mit Unsicherheiten verbunden, die folgende Ursachen haben können:

- standortbedingte Einschränkungen der Prognostizierbarkeit der Schadstoffentwicklung (z. B. bedingt durch Inhomogenitäten im Untergrund), wie in Abschnitt 3.3.3 dargestellt,

- handhabungstechnisch bedingte Abweichungen bei der Probennahme und Probenbehandlung, die zur Eingabe falscher Messwerte in die Prognoserechnung führen,

- Beeinflussung von Parametern am Standort durch die Probennahmetechnik, z. B. können bei Zeitreihen Bodenparameter durch frühere Sondierungen, die in unmittelbarer Nähe des Probennahmepunktes vorgenommen wurden, beeinflusst und damit nicht mehr repräsentativ für den Standort sein,

- messtechnisch bedingte Abweichungen bei den Analysenmethoden, die zur Eingabe falscher Messwerte in die Prognoserechnung führen,

- Änderungen von Parametern gegenüber den Untersuchungszeitpunkten, zu denen die Messwerte zur Erstellung der Prognose ermittelt wurden; hier sind insbesondere die jahreszeitlichen Schwankungen vieler Parameter zu beachten.

Die Prognose ist deshalb während des Verlaufsmonitorings ggf. anzupassen und darauf zu prüfen, ob die Sanierungsziele weiter erreichbar sind und welche Änderungen sich für den prognostizierten Zeitraum ergeben. Für die Prognostizierbarkeit der Schadstoffentwicklung ist dabei von Bedeutung, ob die Änderungen der Schadstoffkonzentrationen während des Monitorings signifikant sind. Zum Nachweis der Signifikanz sind statistische Methoden heranzuziehen, die allerdings hinreichende Datenmengen erfordern. Im Rahmen des Forschungsprojektes ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone' wurden dazu folgende Methoden verwendet [1]:

- Nachweis signifikanter Unterschiede der Mittelwerte der Schadstoffgehalte zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt durch Berechnung der Konfidenzintervalle; da Schadstoffgehalte im Boden i. d. R. nicht normalverteilt sind, sind zur Berechnung von Konfidenzintervallen die Messwerte entweder mathematisch zu transformieren, um zu Normalverteilungen zu gelangen, oder – wenn dies nicht möglich ist – Berechnungsformeln anzuwenden, die keine Normalverteilung der Messwerte voraussetzen.

- Nachweis signifikanter Unterschiede der Medianwerte der Schadstoffgehalte zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt durch Berechnung der Interquartildistanz in Box-Whisker-Plots.

4 Fachliche Grundlagen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhalte-potenzials von kontaminierten Böden in der ungesättigten Bodenzone

Die nachfolgend dargestellten fachlichen Grundlagen basieren auf den Ergebnissen des ersten Teilschrittes des Forschungsprojektes „Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone“. Im Rahmen dieses Teilschrittes wurde eine Literaturrecherche zum Kenntnisstand über natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone durchgeführt. Detaillierte Angaben sind dem Bericht zur Literaturstudie zu entnehmen [2].

4.1 Relevante Parameter für natürliche Schadstoff-abbau- und -rückhalteprozesse

In diesem Abschnitt werden Parameter dargestellt, die nach dem derzeitigen Kenntnisstand für den Ablauf und die Wirksamkeit und somit für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse im ungesättigten Bereich relevant sind. Die Darstellung basiert auf den Ergebnissen einer Literaturstudie, in der die Datenlage für die einzelnen Parameter unter Verweis auf die jeweilige Originalliteratur detailliert dargestellt ist [1].

Im Einzelfall kann sich in der Praxis herausstellen, dass weitere Parameter, die in der vorliegenden Handlungsempfehlung nicht behandelt werden, für die Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes hilfreich sein können. Mikrokosmenstudien und begleitende Untersuchungen, die sich mit der Zusammensetzung und Funktion autochthoner Mikroorganismen-Populationen im Boden befassen, stehen in Zusammenhang mit Abbauprozessen von Schadstoffen, sind aber nicht Gegenstand des Forschungsprojektes [1, 2] und der vorliegenden Handlungsempfehlung.

4.1.1 Beschaffenheit der Kontamination und Schadstoffinventar

Die nachfolgende Darstellung beschränkt sich auf die prioritären Schadstoffe MKW und BTEX als Hauptkontaminanten.

Verteilung, Art und Menge der Schadstoffe (Schadstoffinventar)

Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse sind in hohem Maß abhängig vom Schadstoffinventar am Standort. Die Art der Schadstoffe bestimmt den biologischen Abbau im Boden und / oder den Rückhalt in der ungesättigten Bodenzone. Die Verteilung der Schadstoffe im Boden entscheidet darüber, ob Abbau- und Rückhalteprozesse nur punktuell, auf Teilflächen, in einzelnen Bodenschichten (horizontale Teilbereiche) oder im gesamten

Kontaminationskörper wirksam sind. Die Gesamtmenge der Schadstoffe, die im Allgemeinen nur annähernd durch Hochrechnung der gemessenen Gehalte und vorliegenden Bodenmasse ermittelt werden kann, erlaubt Rückschlüsse auf die maximal zu erwartenden Schadstofffrachten bei einem Austrag in das Grundwasser oder in die Atmosphäre.

Mineralöle und Mineralölprodukte enthalten eine komplexe Mischung aliphatischer Kohlenwasserstoffe, d.h. n-Alkane, n-Alkene, iso-Alkane und Cyclo-Paraffine, sowie wechselnde Anteile an monozyklischen Aromaten (BTEX).

- Mineralöl-Kohlenwasserstoffe (MKW)

  MKW liegen bei starken Verunreinigungen des Bodens als zusammenhängende Phase vor, bei geringeren Gehalten zwischen den Bodenpartikeln (zum Teil in den Zwickeln) verteilt vor.

  Die biologische Abbaubarkeit von MKW richtet sich nach den Stoffgruppen, aus denen sie zusammengesetzt sind. Aliphaten sind bis zu einer Kettenlänge von C35 biologisch abbaubar, wobei n-Alkane leichter abgebaut werden als iso-Alkane, Alkene und Cycloalkane. Unter aeroben Bedingungen werden die Aliphaten in ihrer Kettenlänge schrittweise verkürzt und schließlich zu Kohlendioxid und Wasser mineralisiert, wobei die biologische Abbaubarkeit von der Kettenlänge abhängig ist. Auch unter anaeroben Bedingungen ist ein biologischer Abbau von Aliphaten belegt, allerdings werden verzweigte Verbindungen (iso-Alkane) anaerob nur schwer oder gar nicht abgebaut. Das Abbauverhalten der aromatischen Kohlenwasserstoffe ist im nachfolgenden Abschnitt dargestellt.

  Aufgrund der Datenlage in der Literatur lassen sich nur eingeschränkte Aussagen zu den Konzentrationsbereichen treffen, bei denen MKW im Boden biologisch abgebaut werden. Bei Gehalten bis zu 20.000 mg MKW / kg Boden finden natürliche Abbauprozesse statt, während bei deutlich höheren MKW-Gehalten (> 50.000 mg / kg Boden) durchgängig Hemmeffekte beobachtet worden sind. Für die Beurteilung des Abbaus von MKW-Kontaminationen wird empfohlen, eine Identifizierung der Kohlenwasserstoffe im Boden und in den potenziellen Austragsmedien Bodenluft und Grundwasser durch Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS) vorzunehmen, um Aussagen über den Abbaugrad treffen zu können.

- BTEX und andere Alkylbenzole

  Mineralölprodukte enthalten wechselnde Anteile an monozyklischen Aromaten wie Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX) und andere Alkylbenzole (z. B. Pseudocumol, Mesithylen, Styrol, Cumol). Die Monoaromaten sind besser wasserlöslich als die aliphatischen Bestandteile der Mineralölprodukte und zudem durch eine hohe Flüchtigkeit gekennzeichnet. Dadurch weisen monozyklische Aromaten eine hohe Mobilität in Umweltmedien auf.

  BTEX-Aromaten sind i. d. R. biologisch gut abbaubar. Unter aeroben Bedingungen erfolgen eine Oxidation des aromatischen Ringes mit Sauerstoff und eine Ringspaltung zu offenkettigen Carbonsäuren mit nachfolgender Mineralisierung bzw. Einbau in Biomasse. Bei Alkylbenzolen kann der Abbau auch über die Oxidation der

Seitenkette eingeleitet werden. Anaerob ist der biologische Abbau von BTEX-Aromaten unter denitrifizierenden, Sulfat-reduzierenden, Eisen-reduzierenden und methanogenen Bedingungen belegt, allerdings mit geringeren Abbaugeschwindigkeiten als unter aeroben Bedingungen.

BTEX-Aromaten und Alkylbenzole können bis zu Gehalten von 450 mg/kg Boden abgebaut werden [1]. Inhibitorische Effekte wurden bei höheren Gehalten am Beispiel von Toluol beobachtet [2]. Der Abbau von BTEX und Alkylbenzolen in der ungesättigten Bodenzone lässt sich entweder über eine Bestimmung der Gehalte im Boden oder der Konzentrationen in der Bodenluft verfolgen, wobei in der Bodenluft für einen sicheren Abbaunachweis die Aromaten in Konzentrationen > 1 mg/m^3 vorliegen sollten.

Zusammensetzung, Eigenschaften und Alter der Kontamination

Die Stoffe und Stoffgruppen, aus denen sich die Kontamination zusammensetzt, nehmen durch ihre nachfolgend dargestellten Eigenschaften Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse.

- Löslichkeit: Die Wasserlöslichkeit der Schadstoffe bestimmt zum einen deren Mobilität in der ungesättigten Bodenzone sowie deren Austrag in das Grundwasser (über den Sickerwasserpfad), zum anderen deren Verfügbarkeit für Schadstoff abbauende Bodenorganismen.

- Flüchtigkeit: Die Flüchtigkeit der Schadstoffe bestimmt deren Ausbreitung im luftgefüllten Porenraum der ungesättigten Bodenzone. Über den Bodenluftpfad können die Schadstoffe in obere Bodenschichten gelangen und dort einem verstärkten biologischen Abbau unterliegen oder über die Bodenoberfläche in die Atmosphäre ausgasen. Neben dem Dampfdruck des Schadstoffes ist der Verteilungskoeffizient zwischen Wasser- und Gasphase (Henry-Koeffizient) von Bedeutung.

- Sorption: Die Sorption der Schadstoffe an die mineralische Feststoffmatrix und die organische Humusfraktion des Bodens wird nicht nur durch die bodenspezifischen Parameter, sondern auch durch die schadstoffspezifischen Eigenschaften bestimmt. Von Bedeutung sind der Aggregatzustand und die Polarität der Schadstoffe, bei wasserlöslichen Kontaminanten deren Löslichkeit, bei nicht wasserlöslichen Kontaminanten (NAPL, Non-Aqueous Phase Liquids) deren Dichte und Viskosität. Sorptionsprozesse beeinflussen zum einen den Schadstoffrückhalt im Boden, zum anderen die Verfügbarkeit für schadstoffabbauende Bodenorganismen.

- Bioverfügbarkeit: Schadstoffe im Boden unterliegen nur dann einem biologischen Abbau, wenn sie für die schadstoffabbauenden Bodenorganismen verfügbar sind. Dies ist der Fall, wenn die Kontaminanten in Wasser gelöst oder zumindest emulgiert vorliegen. Dabei sollte die Kontamination in einem physiologisch günstigen Konzentrationsbereich vorliegen. Die Bioverfügbarkeit ist somit abhängig von den

physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe (Wasserlöslichkeit, Polarität, Sorptionsverhalten).

- Biologische Abbaubarkeit: Da die biologische Abbaubarkeit von Einzelstoffen innerhalb einer Stoffgruppe sehr unterschiedlich sein kann, ist die Kenntnis darüber von Bedeutung. Durch die unterschiedliche Abbaubarkeit von Einzelstoffen verändern natürliche Abbauprozesse die Zusammensetzung der Kontamination.

- Toxizität: Toxische Effekte von Schadstoffen auf Bodenorganismen (insbesondere auf Mikroorganismen und die Mesofauna) behindern oder verhindern den biologischen Schadstoffabbau im Boden.

Kontaminationen weisen mit zunehmendem Alter zum einen Abbauprodukte, zum anderen einen erhöhten Anteil der schwer abbaubaren Komponenten auf. Die Alterung einer Kontamination wird durch physikalische Verwitterungs- und biologische Abbauprozesse verursacht, wobei diese beiden Prozesse unterschiedlichen Einfluss auf die Veränderung der Kontamination nehmen [2]. Die Analyse der Einzelsubstanzen (z. B. durch massenspektrometrische Identifizierung der Kohlenwasserstoffe bei MKW-Kontaminationen) lässt Rückschlüsse auf den Alterungsgrad der Kontamination und damit auf den noch zu erwartenden weiteren natürlichen Schadstoffabbau zu.

Metabolite

Metabolite treten als Zwischenprodukte bei unvollständigen biologischen oder chemischen Abbauprozessen auf. Beim Abbau von MKW entsteht ein breites Spektrum an Metaboliten, die analytisch nur über eine Screening-Analyse (z. B. durch GC/MS) polarer Substanzen im Wasser erfasst werden können. Beim Abbau von BTEX-Aromaten und Alkylbenzolen entstehen teiloxidierte Derivate (Benzylalkohole, Benzaldehyde, Benzoesäuren, Brenzkatechin, Dimethylphenole u.a.). Für den analytischen Nachweis eignen sich Benzoesäure und davon abgeleitete Verbindungen (Methyl-, C2-, C3-Benzoesäuren). Bedingt durch die Oxidation sind Metaboliten i. d. R. polarer als die Ausgangsverbindungen und damit zumeist mobiler.

Im Zusammenhang mit natürlichen Abbauprozessen im Boden und Grundwasser können Metaboliten als Indikator herangezogen werden. Dabei ist im Einzelnen zu klären, ob die jeweiligen Verbindungen für einen analytischen Nachweis ausreichend stabil sind und ob der Nachweis mit einem vertretbaren Aufwand zu führen ist.

Unter den Metaboliten von BTEX-Aromaten können in geringen Konzentrationen so genannte ‚dead-end' Produkte auftreten, d. h. Verbindungen, die für die ausscheidenden Organismen nicht weiter abbaubar sind [17]. Die Bildung toxischer Metaboliten ist unter ungünstigen Randbedingungen nicht auszuschließen und kann dazu führen, dass natürliche Abbauprozesse einen Anstieg der Toxizität einer Kontamination zur Folge haben.

Begleitkontaminanten

Der Abbau und Rückhalt der Hauptkontaminanten kann durch Begleitkontaminanten beeinflusst werden. MKW- und BTEX-Kontaminationen werden häufig von Schadstoffen in geringeren Gehalten oder Konzentrationen begleitet, insbesondere von Schwermetallen, PAK und Methyl-tertiär-butylether (MTBE). Diese begleitenden Schadstoffe können zum einen das physiko-chemische Verhalten der Hauptkontamination (z. B. das Sorptionsverhalten) beeinflussen, zum anderen Hemmeffekte auf die Schadstoff abbauenden Bodenorganismen ausüben (z. B. bei Vorliegen von Schwermetallen mit hoher Toxizität).

4.1.2 Hydrogeologische Standortparameter

Grundwasser-Flurabstand

Der Grundwasser-Flurabstand entspricht der Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone und ist eine Kenngröße zur Beurteilung der potenziellen Grundwassergefährdung durch den vertikalen Austrag von Kontaminanten mit dem Sickerwasser. Große Grundwasserflurabstände führen zu einer längeren Aufenthaltszeit und damit erhöhten Reaktionszeit der Kontaminanten im Boden. Bei geringen Mächtigkeiten der ungesättigten Zone ist mit verstärktem Schadstoffaustrag in das Grundwasser zu rechnen. Damit kann sich je nach Grundwasserflurabstand der Anteil des biologischen Abbaus gegenüber dem des Sickerwasseraustrages verschieben. Angaben über eine Quantifizierung des Effektes liegen nicht vor [2].

Bei einem Schadstoffherd an der Bodenoberfläche oder oberhalb des Grundwasserspiegels kann der Grundwasser-Flurabstand in Zusammenwirken mit der Sickerwasserrate, Bodenart, Horizontierung etc. als Parameter dienen, um die Aufenthaltszeit und damit den überwiegend aeroben Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Zone bis zum Übergang in das Grundwasser abzuschätzen.

Erfahrungen mit Abbau- und Rückhalteprozessen in der ungesättigten Bodenzone liegen überwiegend bei Grundwasser-Flurabständen bis zu 10 m vor [1, 2]. Werden Schichtmächtigkeiten über 10 m angetroffen, sollte unter dem Aspekt des Beprobungsaufwandes im Einzelfall geprüft werden, ob bei diesen Standortgegebenheiten ein Monitoring der natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse sinnvoll ist.

Sickerwasserrate und Grundwasserneubildungsrate

Die Sickerwasserrate fungiert als wichtiger Indikator für die Kontaminationsverteilung in der ungesättigten Bodenzone und den Austrag der Schadstoffe in den Aquifer. Je geringer die Sickerwasserrate ist, desto länger ist auch die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone und desto stärker können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und den Schadstoffeintrag ins Grundwasser verringern. Andererseits können extrem

niedrige Sickerwasserraten über einen niedrigen Bodenwassergehalt die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone einschränken. Die Datenlage über die komplexen Zusammenhänge zwischen der Sickerwasserrate und natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen in der ungesättigten Bodenzone beschränkt sich bislang auf wenige Arbeiten.

Bei separater Betrachtung des Austrags von Schadstoffen in das Grundwasser (ohne Berücksichtigung der Kontaminationsverteilung innerhalb der ungesättigten Bodenzone) ist die Grundwasserneubildungsrate von Bedeutung, die direkt (durch den Einsatz von Lysimetern) oder indirekt (über die Bodenwasserhaushaltsgleichung oder im Rahmen von Grundwassermodellierungen) ermittelt werden kann.

Kapillarkraft

Die von der Kapillarkraft des Bodens aufwärts gerichtete Wasserbewegung nimmt Einfluss auf den Transport des Wassers in den Poren und damit auf die Schadstoffverteilung in der ungesättigten Bodenzone. Als Maß für die Kapillarkraft in ungesättigten Böden gilt das Matrixpotenzial, das sich mit Tensiometern bestimmen lässt. Dieses hat laut Literaturdaten Einfluss auf die Abbaurate von leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen im Boden [2]. Kapillarkräfte spielen insbesondere im Kapillarsaum eine Rolle und beeinflussen die Verteilung und biologische Verfügbarkeit von Mineralölkontaminationen im Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone. Sie stehen offensichtlich mit dem Befund in Zusammenhang, dass schwankende Grundwasserspiegel zu erhöhten Abbauraten von Dieselölen führen.

4.1.3 Bodenparameter

Bodenart / Korngröße

Bei der Bodenart wirken sich vor allem die Korngröße und die organischen Anteile (Humusgehalt) auf die Verteilung von Schadstoffen und deren Bioverfügbarkeit aus, d. h. diese Parameter beeinflussen einerseits den Schadstoffrückhalt, andererseits den biologischen Schadstoffabbau.

Die Literaturdaten [2] bestätigen, dass feinkörnige Böden (mit hohem Tonmineralgehalt) i. d. R. eine höhere Sorption von Schadstoffen und damit einen stärkeren Rückhalt als grobkörnige Böden aufweisen. Für den mikrobiellen Abbau ist dagegen die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, Sauerstoff oder anderen Elektronenakzeptoren und Nährstoffen entscheidend, die in feinkörnigen Böden aufgrund des geringeren Porenvolumens eingeschränkt ist. Gute Ausgangsvoraussetzungen für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse bieten mittelkörnige Böden.

Schichtaufbau, -mächtigkeit

Die Transportwege des Sickerwassers und der Bodenluft und damit die Verteilung der Schadstoffe im Boden werden durch den Schichtaufbau und die Schichtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone beeinflusst. Während bei wechselndem geologischem oder pedologischem Bodenaufbau die Mächtigkeiten der jeweiligen Schichten von Bedeutung sind, ist bei einheitlicher Bodenart die Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Zone zu berücksichtigen.

Die Literaturdaten bestätigen, dass für das Monitoring von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen die Schichtmächtigkeiten eine wichtige Angabe zur Kalkulation des potenziellen Schadstoffaustrages bzw. der Schadstoffverlagerung in andere Bodenschichten darstellen. Der Austrag von Kontaminationen mit dem Sickerwasser oder der Bodenluft kann sich, je nach zu durchdringenden Schichten und Standortgegebenheiten Grundwasser gefährdend oder auf die Verflüchtigung toxischer Stoffe an der Bodenoberfläche auswirken.

Gefüge

Das Bodengefüge, welches neben der Korngröße (s.o.) durch die Art der Zusammenlagerung verschiedener Bodenteilchen und deren räumliche Anordnung charakterisiert wird, kann kleinräumig sehr heterogen ausgeprägt sein und physiko-chemische Vorgänge im Boden und damit auch natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse beeinflussen.

Bei festem Gesteinsverband bestimmen vor allem geologische Gefügeelemente wie Schichtflächen, Schieferungsflächen, Kluftflächen und Störungen das Gefüge. Diese Trennflächengefüge stellen potenzielle Transportbahnen für das Sickerwasser und damit auch für einen Schadstofftransport dar. Für die meisten Untersuchungen in den obersten Bodenschichten spielt das Trennflächengefüge nur eine untergeordnete Rolle.

Über diese allgemeinen Zusammenhänge hinausgehende Literaturdaten zum Einfluss des Bodengefüges auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse liegen nicht vor [2].

Porenanteil

Der Porenanteil im Boden, der abhängig ist von der Korngröße, -form, -verteilung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenentwicklung (z. B. Gefügebildung), nimmt Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone. Für die mikrobielle Aktivität im Boden ist der Porendurchmesser relevant, da Mittelporen (Durchmesser 10 bis 0,2 µm) nur bedingt und Feinporen (Durchmesser < 0,2 µm) gar nicht für Bodenmikroorganismen zugänglich sind. Die Abbaubedingungen werden durch das Verhältnis wassergefüllter Poren zum Gesamtporenanteil des Bodens (Porensättigungszahl) bestimmt.

Aus den Literaturdaten lässt sich ableiten, dass in dicht gelagerten Böden, d.h. mit geringem Porenvolumen auf der einen Seite eine verringerte Mobilität von Schadstoffen vorliegt, die den mikrobiellen Abbau begünstigt. Auf der anderen Seite ist aber die Verfügbarkeit abbaustimulierender Stoffe wie z.B. Sauerstoff oder Nährstoffe begrenzt, was dazu führt, dass in Feinporen und Mittelporen der mikrobielle Schadstoffabbau stark eingeschränkt ist [2].

Durchlässigkeitsbeiwert

Der Durchlässigkeitsbeiwert stellt einen wichtigen Parameter zur Beurteilung der potenziellen Wasserbewegung und damit des Stofftransportes im Boden dar. Je durchlässiger ein Boden ist, desto geringer ist auch die Verweilzeit des Sickerwassers in einer Bodenschicht und damit auch die Abbau- und Rückhaltewirkung gegenüber Kontaminanten.

Trotz der Bedeutung liefert die Literatur nur wenige Angaben über den Zusammenhang dieses Parameters mit natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen [2]. Für die Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwertes bietet sich bei relativ homogenen Böden eine Berechnung aus der Korngrößenverteilungskurve an.

Humusgehalt

Der Humusgehalt nimmt Einfluss auf den Grad der (reversiblen) Sorption von Schadstoffen. Durch die Anlagerung an die natürlichen organischen Bestandteile wird i. d. R. die Aufenthaltszeit von Kontaminanten in den entsprechenden Bodenschichten erhöht und damit sowohl der Austrag in das Grundwasser vermindert als auch der biologische Abbau begünstigt. Andererseits muss die eingeschränkte Verfügbarkeit mit zunehmender Sorption berücksichtigt werden. Hemmeffekte des natürlichen organischen Anteils gegenüber dem biologischen Schadstoffabbau sind in der Literatur nicht dokumentiert [2].

Tonmineralgehalt

Der in Verbindung mit der Bodenart bestimmte Tonmineralgehalt nimmt Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen im Boden. Die charakteristische Adsorptionskapazität der Tonminerale durch Bildung von Kohlenwasserstoff-Tonmineral-Verbindungen führt in Kombination mit der geringen hydraulischen Leitfähigkeit in tonigen Böden zu längeren Verweilzeiten im Boden. Dadurch wird der mikrobiologische Abbau begünstigt und insbesondere bei geringen Grundwasser-Flurabständen eine Gefährdung des Grundwassers durch Schadstoffeintrag über den Sickerwasserpfad stark minimiert. Andererseits ist mit der geringen Sickerwasserrate auch die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, Nährstoffen und Elektronenakzeptoren eingeschränkt.

Vergleichende Literaturdaten zur Anlagerung/Sorption von Kohlenwasserstoffen an unterschiedliche Tonminerale bzw. zu den Auswirkungen auf den Abbau von MKW- und BTEX-Kontaminationen liegen nicht vor [2].

Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden

Oxide und Hydroxide von Aluminium (Al), Eisen (Fe) und Mangan (Mn) als typische Verwitterungsneubildungen lagern sich wegen ihrer hohen Oberflächenaktivität häufig in feinst verteilter Form auf den Oberflächen der Bodenmineralkörner ab. Diese meist hüllenförmigen Abscheidungen von z.B. Eisen- und Aluminiumoxidhydraten können die Sorptionseigenschaften des Bodens – und damit Rückhalteprozesse – wesentlich verändern. Über quantitative Auswirkungen der Sorptionsprozesse durch Fe-, Al- und Mn-Oxide auf den Rückhalt einzelner Schadstoffgruppen wie MKW oder BTEX liegen keine Literaturdaten vor [2].

Kationenaustauschkapazität

Die Kationenaustauschkapazität wird durch Art und Gehalt von Tonmineralen, den Humusgehalt und den pH-Wert bestimmt. Sie wirkt sich vor allem auf den Austausch und die Fixierung von wichtigen Nährstoffen wie Ammonium, Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium aus, die für den mikrobiellen Schadstoffabbau relevant sind. Literaturangaben, die sich unmittelbar mit dem Einfluss der Kationenaustauschkapazität auf den Abbau kohlenwasserstoffhaltiger Verbindungen beschäftigen, liegen nicht vor [2].

Salinität

Prinzipiell kann die Salinität von Böden Einfluss auf Stoffaustauschprozesse und mikrobiologische Milieubedingungen nehmen. In Mitteleuropa ist die Salinität als Gesamtparameter allerdings auf Grund der zu erwartenden fast vollständigen Entsalzung ungedüngter Böden und des humiden Klimas wenig relevant. Eine Ausnahme bilden anstehende Salz-Gesteine wie Karbonate oder Gips, die sich je nach Mächtigkeit der Bodendecke erheblich auf die Salinität (und damit auf die Gehalte von Nitrat, Sulfat, Karbonat etc.) im Boden oder im Grundwasser auswirken können. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit und wichtiger Einzelparameter (Nitrat, Sulfat, Karbonat) kann die Bestimmung der Salinität ersetzen.

Wassergehalt

Der Wassergehalt des Bodens nimmt großen Einfluss auf physikalische, chemische und biologische Prozesse in der ungesättigten Bodenzone und damit auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Der Bodenwassergehalt bestimmt unter anderem die Bodenkonsistenz sowie die Mobilität von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen.

Unter aeroben Bedingungen sind bei einer geringen Bodenfeuchte und damit einem hohem Bodenluftanteil in den Poren die mikrobiologischen Abbauaktivitäten trotz guter Sauerstoffverhältnisse stark eingeschränkt, da keine zusammenhängenden Flüssigkeitsfilme vorliegen und somit die Bioverfügbarkeit der abzubauenden (Schad-)Stoffe eingeschränkt ist [2]. Bei einer zu hohen Bodenfeuchte limitiert dagegen die schlechte Sauerstoffversorgung die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen. Der Wassergehalt im Boden nimmt im Allgemeinen mit abnehmender Korngröße zu. Für den Abbau optimale Wassergehalte liegen unabhängig von der Bodenart bei ca. 40-60 % der maximalen Wasserhaltekapazität.

4.1.4 Physiko-chemische Parameter

Temperatur

Der Parameter Temperatur (Luft-, Boden-, Grundwassertemperatur) nimmt Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Einerseits beeinflusst die Temperatur im Boden das Verteilungsgleichgewicht von Schadstoffen zwischen Feststoffmatrix, Flüssig- und Gasphase, was z. B. bei Temperaturzunahme zu einer verstärkten Ausgasung flüchtiger Substanzen über die Bodenluft führt. Andererseits erhöhen sich die mikrobiellen Aktivitäten im Boden und damit auch die Abbauraten von Schadstoffen bei zunehmender Temperatur. Diese Zusammenhänge wurden in Feld- und Laboruntersuchungen bestätigt [2].

Die Lufttemperatur sollte zur allgemeinen Charakterisierung der klimatischen Standort-bedingungen grundsätzlich angegeben werden. Weiterhin werden mit der Temperatur des Bodens (Temperaturfühler) bzw. des Grundwassers (DIN 38404-C 4) Randbedingungen abgesteckt, in denen sowohl physiko-chemische als auch biologische Transformations- und Abbauprozesse ablaufen. Der Abbau von MKW ist i. d. R. bei Temperaturen zwischen 5°C und 40°C gewährleistet. Klimatische und jahreszeitliche Temperaturschwankungen können sich auf die biologischen Abbauraten auswirken.

Luftdruck

Der Luftdruck wirkt sich in erster Linie physikalisch auf den Gasaustausch im Boden und damit auf die potenzielle Verflüchtigung von Schadstoffen über die gasförmige Phase aus. Dieser Zusammenhang wird durch einzelne Literaturdaten bestätigt, insgesamt ist die Datenlage allerdings gering [2]. Je nach Luftdruck und Witterungsverhältnissen (z. B. bei Sturmereignissen) kann sich der Gasaustausch im Boden auf mehrere Meter Tiefe ausdehnen. Luftdruckschwankungen können sich bei Vorliegen geringer Schadstoffkonzentrationen auf die Messwerte in der Bodenluft auswirken, so dass Luftdruckmessungen für die Beurteilung der Messdaten herangezogen werden sollten. Bei extremen Luftdruckbedingungen sollten Bodenluftuntersuchungen vermieden werden, da die Messwerte verfälscht sein können.

Niederschlagsmenge

Die Menge der atmosphärischen Niederschläge (Regen, Schnee, Tau, Nebel etc.) wirkt sich auf den Wasserhaushalt in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone aus und stellt damit einen entscheidenden Parameter zur Quantifizierung von Schadstoffausträgen über das Sicker- und Grundwasser dar. Die Quantifizierung wird dadurch erschwert, dass insbesondere bei Starkregen-Ereignissen das Sickerwasser bevorzugte Fließwege im Untergrund ausbildet [6].

Mit zunehmender Bodenfeuchte durch Niederschläge wird nicht nur die Auswaschung von Schadstoffen über den Sickerwasserpfad erhöht, sondern auch der Luftporenraum in der ungesättigten Bodenzone verringert. Dadurch kann zum einen eine Verdrängung der Bodenluft aus den Poren und damit eine verstärkte Verflüchtigung von Schadstoffen mit der Gasphase ('Volatilization-Flux') stattfinden, zum anderen das Eindringen von atmosphärischem Sauerstoff in die Bodenmatrix gehemmt werden [2]. Zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone sollten die Niederschlagsmengen am Standort bekannt sein (Vor-Ort-Messungen, Daten einer vergleichbaren Wetterstation).

Leitfähigkeit

Die chemischen bzw. physikalischen Vorgänge im Untergrund werden durch die Element- bzw. Ionenkonzentrationen in wässriger Lösung beeinflusst. Die elektrische Leitfähigkeit dient als direkte Angabe über die Gesamtkonzentration der Ionen im Grund- und Sickerwasser bzw. im Bodeneluat. Obwohl der Parameter einen einfach und schnell messbaren Parameter für Veränderungen der Ionenkonzentrationen in wässrigen Proben darstellt, sind die Zusammenhänge zwischen der elektrischen Leitfähigkeit wässriger Medien der ungesättigten Bodenzone (Bodeneluat, Sickerwasser) und natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen wenig untersucht [2]. Detaillierte Zusammenhänge ergeben sich erst nach Bestimmung der Anionen und Kationen (s. Abschnitt Nitrat, Sulfat, Eisen u.a.).

pH-Wert und Pufferkapazität

Der pH-Wert des Bodens bestimmt sowohl biologische Schadstoff-Abbauprozesse (durch die physiologische Eignung des pH-Milieus für die beteiligten Organismen) als auch Rückhalteprozesse (durch Protonierungs- bzw. Deprotonierungsprozesse und / oder Ladungsveränderungen und -verschiebungen).

Die Auswirkungen des pH-Wertes auf den biologischen Schadstoffabbau sind gut untersucht. Für die meisten Bakterien ist ein neutraler bis schwach alkalischer pH-Bereich optimal (pH 6 – 8), viele Pilze hingegen bevorzugen ein saures Milieu (pH 4 – 6). Da am Abbau von Kohlenwasserstoffen in natürlich gelagerten Böden überwiegend Bakterien beteiligt sind, gilt ein Optimalbereich von pH 6 – 8 [2].

Der pH-Wert steht im Zusammenhang mit der Pufferkapazität, d. h. der Fähigkeit des Bodens bzw. des Grundwassers, pH-Wert-Schwankungen abzupuffern. Die Pufferkapazität des Bodens wirkt sich bei stark karbonatgepufferten Bodenschichten positiv auf die Biodegradation organischer Schadstoffe aus. Bei der Mineralisation organischer Substanzen nimmt der pH-Wert infolge der Lösung gebildeten Kohlenstoffdioxids ab, was allerdings nur bei schwach gepufferten Böden zur Einschränkung des mikrobiellen Abbaus führt. Als Indikator für die Pufferkapazität kann die Säurekapazität (Alkalinität) gemessen werden, die aus der Anwesenheit von Hydroxiden, Karbonaten und Bikarbonaten in einem System resultiert.

Redoxpotenzial

Das Redoxpotenzial spiegelt das Verhältnis aller oxidierten und reduzierten Stoffe in einem wässrigen System wider und ist unter anderem vom Sauerstoffgehalt und damit indirekt vom Wassergehalt, dem pH-Wert, der Temperatur und dem Gehalt an abbaubarer organischer Substanz abhängig. Während in kontaminierten Grundwässern der Zusammenhang zwischen dem Redoxpotenzial und den Bedingungen für einen biologischen Schadstoffabbau gut untersucht ist, liegen für die ungesättigte Bodenzone (Kompartiment Sickerwasser) keine Literaturdaten vor [2]. Die Messung des Redoxpotenzials in Sickerwasserproben ist allerdings – bedingt durch Probennahmeeinflüsse – auch nicht sinnvoll.

Sauerstoff

Sauerstoff ist insbesondere für die ungesättigte Bodenzone der wichtigste Elektronenakzeptor beim Abbau organischer Substanzen. Gemeinsam mit der Kohlendioxidproduktion lässt der Sauerstoffverbrauch Rückschlüsse auf den mikrobiellen Schadstoffabbau zu. Der Transport von Sauerstoff in der ungesättigten Bodenzone erfolgt fast ausschließlich diffusiv und wird unter anderem durch die Einflussgrößen Partikel-/ Porengröße, Wassergehalt und Lagerungsdichte bestimmt.

Aufgrund der Modellierung biologischer Abbauraten über den Sauerstoffverbrauch in Respirationstests sowie durch den Einsatz von Sauerstoff in aktiven Sanierungsmaßnahmen ("bioventing") steht zu diesem Parameter umfangreiches Datenmaterial für den Boden, das Grundwasser und die Bodenluft zur Verfügung [2]. Es konnte in Labor- und Felduntersuchungen nachgewiesen werden, dass der Sauerstoffverbrauch mit dem Abbau von Kohlenwasserstoffen korreliert und die tiefenabhängige Verteilung von Sauerstoff und BTEX-Aromaten in umgekehrt proportionalem Zusammenhang steht. Die Literaturdaten belegen, dass zunehmende Sauerstoffgehalte im Boden zu einer Steigerung biologischer Abbauraten von Kohlenwasserstoffen führen.

Eine Indikation für einen Schadstoffabbau liegt dann vor, wenn die Sauerstoffkonzentrationen in der Bodenluft mindestens 5 Vol. % niedriger als an einem unkontaminierten Referenzstandort liegen [1]. Liegen in der Bodenluft Sauerstoffkonzentrationen < 1 Vol. % vor, so weist dieser Befund bei Vorliegen einer Kontamination auf

einen fortgeschrittenen Schadstoffabbau hin, der bereits zu einer Sauerstofflimitation geführt hat.

Kohlendioxid

Als Produkt des vollständigen Abbaus organischer Schadstoffe (Mineralisation) steht Kohlendioxid in kontaminierten Böden direkt mit dem natürlichen Schadstoffabbau in Zusammenhang. Die Korrelation zwischen Kohlendioxidgehalten und biologischen Abbauraten kann allerdings durch abiotische Kohlendioxid-Bildung in karbonatischen Mineralen oder durch natürliche Karbonat-Puffersysteme als Kohlendioxid-Senke verfälscht werden. Bei der Beurteilung mikrobieller Abbauraten ist somit der karbonatische Anteil im Boden zu berücksichtigen. Kohlendioxid kann direkt in der Bodenluft oder indirekt über die Parameter Säurekapazität und Karbonathärte in wässrigen Systemen (Sickerwasser, Grundwasser) bestimmt werden, da gelöstes Kohlendioxid zu einer Aufhärtung führt.

In der Literatur werden Kohlendioxidkonzentrationen aufgrund der mit Sauerstoff gekoppelten Messung in Respirationstests häufig als Parameter angegeben. In Labor- und Feldversuchen wurde der zu erwartende Kohlendioxidanstieg bei gleichzeitigem Sauerstoffverbrauch beim Abbau von Kontaminanten beobachtet [2].

Je nach Schadstoffbelastung können Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft von bis zu 20 Vol. % gemessen werden [1]. Eine Indikation für einen Schadstoffabbau liegt dann vor, wenn die Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft mindestens 5 Vol. % höher als an einem unkontaminierten Referenzstandort liegen.

Nitrat

Im Hinblick auf natürliche Abbauprozesse fungiert Nitrat zum einen als Stickstoffquelle, zum anderen als Elektronenakzeptor für die beteiligten Mikroorganismen. Unter anaeroben Bedingungen können Kohlenwasserstoffe unter Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff mikrobiell abgebaut werden (Denitrifikation).

Der Zusammenhang von Nitratgehalten und Abbauraten von Schadstoffen ist im Hinblick auf das Grundwasser gut untersucht, während die Datenlage für die ungesättigte Bodenzone eher gering ist [2]. Es lässt sich allerdings ein Zusammenhang zwischen Schadstoffgehalten im Boden und den Nitratkonzentrationen in den korrespondierenden Sickerwasserproben nachweisen [1]. Bei geringer Sauerstoffverfügbarkeit in der ungesättigten Bodenzone, z. B. in gering permeablen Böden, nimmt die Bedeutung von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor zu. Die besondere Bedeutung von Nitrat im Vergleich zu anderen anaeroben Elektronenakzeptoren liegt darin, dass strikt anaerobe Bedingungen (die in der ungesättigten Bodenzone i. d. R. nicht anzutreffen sind) für eine Denitrifikation nicht notwendig sind.

Die Bestimmung der Nitratgehalte in Bodenproben und im Sickerwasser ist somit von Bedeutung für die Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus in der ungesättigten Bodenzone.

Eisen

Eisen fungiert bei biologischen Abbauprozessen als anaerober Elektronenakzeptor, indem Eisen(III)-hydroxide reduziert und als leicht lösliches Eisen(II) freigesetzt werden. Während Eisen reduzierende Prozesse beim Schadstoffabbau im Grundwasser gut untersucht sind und dort zu einer Ausbildung einer charakteristischen Abbauzone führen, liegen über den Zusammenhang der Eisengehalte in der ungesättigten Bodenzone bzw. im Sickerwasser mit dem natürlichen Schadstoffabbau im Boden keine Literaturdaten vor [2].

Sulfat

Im Hinblick auf einen natürlichen Schadstoffabbau kann Sulfat von strikt anaeroben Mikroorganismen im Boden als Elektronenakzeptor genutzt werden, wobei reduzierte Schwefelverbindungen bzw. Schwefelwasserstoff entstehen. Auch hier ist der Prozess im Grundwasser gut untersucht, während für die ungesättigte Bodenzone wenige Daten vorliegen [2].

Grundsätzlich ist auch für die ungesättigte Bodenzone von einem (gegenläufigen) Zusammenhang zwischen Schadstoff- und Sulfatgehalten auszugehen, was durch Sickerwasseruntersuchungen bestätigt wird [1]. Allerdings stellen Veränderungen der Sulfatgehalte in der ungesättigten Bodenzone keinen eindeutigen Indikator für mikrobiologische Abbauvorgänge dar, weil die Gehalte zusätzlich durch folgende Prozesse beeinflusst werden: (i) chemische oder biologische Oxidation schwefelhaltiger Komponenten der Mineralölprodukte zu Sulfat, (ii) Freisetzung von Sulfat aus sulfathaltigen Mineralen im Boden und (iii) Zufuhr von oxidierten Schwefelverbindungen über den Niederschlag.

Stickstoffquellen / Ammonium

Stickstoffhaltige Nährstoffe sind für die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen und damit auch für den biologischen Abbau von Kontaminanten von essentieller Bedeutung. Stickstoff wird gemeinsam mit Phosphor in vergleichsweise hohen Gehalten benötigt und gilt deshalb als Makroelement. Die benötigten Stickstoffgehalte orientieren sich an den Gehalten der Kohlenstoffquellen (z. B. Schadstoffe). Als optimal wird ein C:N-Verhältnis von 100:15 bis 100:10 angesehen [17], wobei in Einzelfällen auch davon abweichende C:N Verhältnisse zu hohen Abbauraten führen können.

Ein nicht gedeckter Nährstoffbedarf kann sich limitierend auf den Schadstoffabbau auswirken, notwendige Mindestgehalte für Stickstoffverbindungen können allerdings je nach Boden und Schadstoffbelastung variieren. In zahlreichen Untersuchungen wurde eine

Stimulierung des MKW- und BTEX-Abbaus durch die Zugabe von Stickstoffverbindungen nachgewiesen [2]. Zu hohe Stickstoffgehalte können ggf. Hemmeffekte verursachen. Als natürliche Nährstoffquellen für die Stickstoffversorgung von Schadstoff abbauenden Mikroorganismen fungieren neben organischen Stickstoffquellen insbesondere Ammonium und Nitrat. Es liegen Literaturdaten vor, nach denen der Abbau von Mineralölen nicht nur von der Konzentration der Stickstoffverbindungen, sondern auch von der Art der Stickstoffquelle abhängt. Um die gesamte Stickstoffversorgung in einem Boden zu erfassen, sollte sowohl der Gesamtstickstoffgehalt als auch der Gehalt anorganischer Stickstoffverbindungen (Nitrat-N, Ammonium-N) erfasst werden.

Phosphor / Phosphat

Phosphor als weiteres essentielles Makroelement liegt im Boden nahezu ausschließlich in Form von Phosphaten vor. Die benötigten Phosphatgehalte orientieren sich an den Gehalten der Kohlenstoffquellen (z. B. Schadstoffe) und Stickstoffquellen, als optimal wird ein C:N:P-Verhältnis von 100:15:2 bis 100:10:1 angesehen [17].

Über den Einfluss von verfügbarem Phosphor auf den Abbau von Schadstoffen liegen kaum Literaturdaten vor. Wirkungen von kombinierten N- und P-Zusätzen in Böden werden i. d. R. nicht getrennt untersucht [2]. Inhibitorische Effekte durch zu hohe Phosphatgehalte sind nicht bekannt, allerdings auch nicht auszuschließen. Für die Bestimmung der Phosphor-versorgung im Boden wird i. d. R. das verfügbare Phosphat bestimmt.

TOC / DOC

Der Gesamtkohlenstoffgehalt im Boden (TOC = total organic carbon) bzw. der Gehalt an gelöstem Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon) bezieht sich auf organische Kohlenstoffquellen im Boden, die sich aus natürlichen Kohlenstoffverbindungen und Fremdstoffen (Schadstoffen) zusammensetzen können. Die C-Quellen fungieren als Elektronendonator für die abbauenden Mikroorganismen.

Der organische Kohlenstoffgehalt ist ein entscheidender Parameter für Adsorptionsvorgänge im Boden. Je höher der TOC-Gehalt ist, umso deutlicher beeinflussen die Adsorptionsvorgänge auch die mikrobiellen Abbauprozesse [2]. Auf der einen Seite werden durch die Anlagerung von Schadstoffen an die natürlichen organischen Bodensubstanzen die Verweilzeiten im Boden erhöht und damit Abbauprozesse begünstigt, andererseits aber auch die Verfügbarkeit und Mobilität der Schadstoffe herabgesetzt.

Da natürliche Kohlenstoffverbindungen im Zuge eines Co-Metabolismus Einfluss auf den Schadstoffabbau nehmen können, stellen der TOC- bzw. DOC-Gehalt für Boden- und Wasserproben einen wichtigen Indikator für den cometabolischen Abbau und die potenzielle Adsorption der Kontaminanten an die natürliche organische Substanz dar.

Molekularer Wasserstoff

Molekularer Wasserstoff entsteht beim Abbau organischer Substanzen (z. B. auch von Schadstoffen) unter anaeroben Bedingungen. Im Boden auftretender molekularer Wasserstoff wird i. d. R. rasch mikrobiell oxidiert.

Im Grundwasser dient die Konzentration an gelöstem Wasserstoff der Feststellung der für natürliche Rückhalte- und Abbauvorgänge wichtigen Redoxbedingungen. Für den Prozess der Denitrifikation werden Wasserstoffgehalte von < 0,1 nmol/l, für die Eisenreduktion von 0,2-0,8 nmol/l, für die Sulfatreduktion von 1,0-4,0 nmol/l und für die Methanogenese von > 5,0 nmol/l angegeben. In der ungesättigten, i. d. R. aeroben Bodenzone ist der Parameter Wasserstoff von untergeordneter Bedeutung [2].

Schwefelwasserstoff

Schwefelwasserstoff entsteht im Zuge der mikrobiellen Sulfatreduktion unter strikt anaeroben Bedingungen und ist damit Indikator für entsprechende Milieubedingungen. Als weitere Quelle von Schwefelwasserstoff kommen in kontaminierten Böden schwefelhaltige Substanzen in Mineralölprodukten in Frage. Im Boden auftretender Schwefelwasserstoff wird bei Anwesenheit von Sauerstoff mikrobiell oxidiert. Der Nachweis von Schwefelwasserstoff in der Bodenluft ungesättigter Böden lässt deshalb auf eine anaerobe Quelle und eine unzureichenden Sauerstoffversorgung schließen. Von Bedeutung als Schwefelwasserstoff-Quelle kann eine Kontamination im Grundwasserschwankungsbereich sein [2].

Methan

Methan wird im Zuge der Methanogenese unter strikt anaeroben Bedingungen aus Kohlendioxid als Elektronenakzeptor gebildet, wenn keine anderen energetisch günstigeren Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat, Eisen, Sulfat) zur Verfügung stehen. Darüber hinaus kann Methan von Mikroorganismen aus Essigsäure gebildet werden. Methangehalte über dem natürlichen Hintergrundwert geben bei Mineralölkontaminationen im Grundwasser einen eindeutigen Hinweis auf den mikrobiellen Abbau der Kohlenwasserstoffe. Erhöhte Methangehalte in der Bodenluft kontaminierter Standorte lassen auf einen anaeroben Abbau von Kontaminanten im Boden oder Grundwasser schließen, wie am Beispiel einer BTEX-Kontamination gezeigt wurde. Neuere Literaturquellen geben Hinweise auf das zumindest temporäre Ablaufen methanogener Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone [2].

4.1.5 Biologische Parameter

Biologische Parameter stehen mit natürlichen Abbauprozessen von Schadstoffen im Zusammenhang, indem sie einerseits direkte Messgrößen für die Stoffwechselaktivität der Schadstoff abbauenden Bodenorganismen darstellen, andererseits Indikatoren für ökotoxische Wirkungen einer Kontamination (Ausgangsverbindungen, Metaboliten) sind.

Bakterienzellzahl / mikrobielle Biomasse

Bakterienzellzahlen sind ein direkter Parameter zur Charakterisierung der mikrobiologischen Besiedlung eines Bodens. Es lassen sich Gesamtzellzahlen und Lebendzellzahlen ermitteln, wobei beide Messgrößen sehr fehlerbehaftet sein können und i. d. R. nur einen Bruchteil der gesamten (bzw. lebenden) Mikroorganismen im Boden erfassen. Sie dienen deshalb primär als relative Kenngrößen, um die mikrobiologische Besiedlung verschiedener Böden miteinander zu vergleichen. Der Parameter ‚mikrobielle Biomasse' lässt sich von den Zellzahldaten ableiten.

Obwohl für einen mikrobiologischen Schadstoffabbau eine ausreichende Zellzahl bzw. mikrobielle Biomasse im Boden vorhanden sein muss, führt eine Erhöhung der Zellzahl/Biomasse nicht zwangsläufig zu höheren Abbauraten [2]. Neben dem Schadstoffabbau beeinflusst die mikrobielle Biomasse auch natürliche Rückhalteprozesse: Grundsätzlich wird in Böden mit biotischem Milieu gegenüber sterilen Böden ein stärkeres Rückhaltvermögen für Öl festgestellt.

Für die meisten Böden ist von einer den Standortbedingungen angepassten Mikroflora mit Zellzahlen auszugehen, die ausreichend sind, um Mineralöl-Kontaminanten abzubauen. Eine Messung als Parameter z. B. durch Quantifizierung MKW abbauender Bakterien ist sehr aufwändig und hinreichend über den Parameter Bodenatmung abgedeckt.

Bodenatmung

Der Parameter Bodenatmung kann als basale und substratinduzierte Atmung bestimmt werden. Die Basalatmung spiegelt den in Respirationstests gemessenen Sauerstoffverbrauch bzw. die Kohlendioxidbildung beim Umsatz der organischen Substanz im Boden wider und ist somit ein Maß für die aktuell im Boden vorhandene mikrobielle Biomasse. Die substratinduzierte Atmung wird dagegen nach Versetzen des Bodens mit zusätzlichen Substraten wie z.B. Glucose ermittelt und ist ein Maß für die potenziell im Boden vorhandene Biomasse (bei optimaler Substratversorgung). Für die Beurteilung natürlicher Abbauprozesse ist primär die Basalatmung von Bedeutung.

Der Parameter Bodenatmung lässt sich zur Abschätzung biologischer Abbauraten von MKW unter der Voraussetzung heranziehen, dass der Abbau natürlicher organischer Kohlenstoffverbindungen gegenüber dem MKW-Abbau vernachlässigbar ist. Wird in Respirationstests ausschließlich die Kohlendioxidbildung als Maß für die Bodenatmung herangezogen, kann diese durch abiotische CO_2-Bildung in karbonathaltigen Böden oder pH-Pufferung verfälscht sein (vgl. Abschnitt ‚Kohlendioxid'). Deshalb ist ein sicherer Nachweis der Atmungsaktivität ausschließlich über den Sauerstoff-Verbrauch möglich.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Bodenproben über die Bodenatmung stellt aufgrund des direkten Zusammenhanges mit biologischen Abbauprozessen von MKW und BTEX einen wichtigen Parameter dar und sollte zusätzlich zur Bestimmung der physiko-chemischen Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid erfolgen.

Dehydrogenase-Aktivität

Die Dehydrogenase-Aktivität ist ein Indikator für biologische Redoxsysteme und ein Maß für die mikrobielle Aktivität im Boden. Allerdings ist die Datenlage in der Literatur mangelhaft [2]. Der Bestimmungstest, der mit einem artifiziellen Elektronenakzeptor (Triphenyltetrazolium) funktioniert, ist fehleranfällig und nur eingeschränkt reproduzierbar [1].

Potenzielle Nitrifikation

Die potenzielle Nitrifikation in einem Boden fungiert einerseits als Parameter für aerobe mikrobielle Aktivitäten und andererseits als Indikator für ökotoxische Effekte, da die beteiligten Mikroorganismen (Nitrifikanten) eine hohe Sensitivität gegenüber Schadstoffen aufweisen.

Bei der Mineralisierung stickstoffhaltiger Verbindungen freiwerdende Ammonium-Ionen werden durch Nitrifikanten rasch oxidiert. Diese Reaktion bewirkt eine Ansäuerung des Bodens und damit eine Steigerung der Löslichkeit der Mineralien wie Kalium, Calcium, Magnesium und Phosphat. Die Anforderung an den pH-Bereich ist stark eingeschränkt und liegt bei pH 7-8 [2].

Eine Reduzierung der Oxidationsaktivität von Nitrifikanten muss nicht zwangsläufig signifikante Konsequenzen für das Ökosystem nach sich ziehen, kann jedoch als sensitiver Indikator für toxische Substanzen im Boden herangezogen werden. Liegt die Nitrifikation unter einem Richtwert von 100 ng NO_2-N/ 5h*g TS, deutet dies auf eine Beeinträchtigung der Bodenorganismen hin.

Eine Messung des Parameters ‚potenzielle Nitrifikation' gibt in Kombination mit den Nitratgehalten wichtige Hinweise auf den Anteil nitrifizierender bzw. denitrifizierender Prozesse im Boden.

4.1.6 Untersuchung der relevanten Parameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser

In diesem Abschnitt ist am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX tabellarisch dargestellt, welche Parameter in Boden (einschließlich Bodeneluat), Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser in die Untersuchung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse einbezogen werden sollten und welche Kennzahlen und Informationen den Parametern zugrunde liegen (Bandbreite, Bestimmungsgrenze, Bedeutung, Referenzen).

In Tabelle 4.1.6-1 sind die relevanten Parameter für den Boden und für die aus Bodenproben gewonnenen wässrigen Eluate (Bodeneluate) zusammengefasst.

Tab. 4.1.6-1: Relevante Parameter für den Boden (einschließlich Bodeneluat) am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Kontaminanten / Metaboliten				
Kohlenwasserstoffe	bis 20.000 mg / kg TS	100 mg / kg TS 0,1 mg / l (BE)	Charakterisierung der Belastungssituation Hemmeffekte ab 50.000 mg / kg TS	L, 56
KW-Identifizierung	bis C35	n. z.	Charakterisierung der stofflichen Zusammensetzung und metabolischer Umsetzungen Verhältnis von aliphatischen zu aromatischen KW von Bedeutung Kein Abbau von iso-Alkanen unter anaeroben Bedingungen	U, V-BAY, L, 68
BTEX u.a. Alkylbenzole	bis 450 mg / kg TS	0,1 mg / kg TS	Charakterisierung der Belastungssituation	U
Benzoesäure	k. A.	0,4 mg / kg TS	Charakterisierung des biologischen Abbaus; Metabolit von Toluol Untersuchung weiterer Abbauprodukte sinnvoll	U
Begleitkontaminationen	k. A.	div.	Physiko-chemischer Einfluss auf Hauptkontamination; Hemmeffekte auf biol. Abbau	L
Hydrogeologische Parameter				
Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone	bis 10 m (Mächtigkeit > 10 m ist unter Aufwandsgesichtspunkten zu prüfen)	n. z.	Einfluss auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination abhängig von der Lage der Schadstoffquelle	L, 82
Kapillarkraft	bis – 0,5 MPa	k. A.	Einfluss auf Verteilung der Kontamination im Boden indirekte Bestimmung über Bodenart möglich	L, 77
Bodenparameter				
Bodenart / Korngrößenverteilung	Im Allgemeinen mittelkörnige Böden optimal	n. z.	Beeinflussung von Schadstoffsorption und –transport sowie Bioverfügbarkeit aus Parameter kann Kapillarkraft, Porenanteil und Tonmineralgehalt abgeleitet werden	L
Schichtenaufbau, -mächtigkeit, -gefüge	k. A.	n. z.	In feinkörnigen Schichten Akkumulation von Schadstoffen möglich; an Schicht-/ Kluftgrenzen lateraler Transport möglich	L
Porenanteil	Grobporen und ggf. Feinporen erforderlich (s. Bemerkungen)	n. z.	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer Anteil der Grobporen (> 10 µm) entscheidend für Abbau, Anteil der Feinporen (< 0,2 µm) entscheidend für Rückhalt indirekte Bestimmung über Bodenart möglich	L
Durchlässigkeitsbeiwert	$K_f > 10^{-4}$	k. A.	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer Bandbreite resultiert aus Erfahrungen bei *in situ*-Sanierungen	L
Humusgehalt	k. A.	k. A.	Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen	L
Tonmineralgehalt	k. A.	k. A.	Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen Vollständiger Abbau von Schadstoffen selbst bei hohen Tongehalten möglich indirekte Bestimmung über Bodenart möglich	L, 27
Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden	k. A.	div.	Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen	L
Karbonatgehalt	k. A.	10 mg / kg TS	Milieufaktor mit Einfluss auf Pufferkapazität und pH-Wert des Bodens	U, L
Kationenaustauschkapazität	k. A.	k. A.	Maß für die Resorptionskapazität von Böden (pH-abhängig)	L
Salinität	k. A.	div.	Einfluss auf Abbau- und Rückhalteprozesse Bestimmung über Gehalte von Sulfat, Nitrat, Karbonat u ggf. weiteren Einzelionen	L
Trockensubstanz / Bodenfeuchte	optimal 50 % WHK	0,1 Gew. %	Milieufaktor mit Einfluss auf biologischen Abbau in der ungesättigten Bodenzone vorwiegend aerober Abbau (bei 50 % WHK)	L

Tab. 4.1.6-1: (Forts.)

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Physiko-chemische Parameter				
Bodentemperatur	5 bis 40 °C (mind. 10°C im Jahresmittel)	0,1 °C	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse in gemäßigten Klimazonen i. A. gewährleistet	U, L
pH- Wert	pH 5 - 9	0,1 pH-Einheiten	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse pH < 5 ist als Ausschlusskriterium anzusehen	U, A-HLUG, A-ITVA, L, 51
Nitrat	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:N-Verhältnis = 100 : 10-15	2 mg/kg TS (als N)	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe Abbauprozesse Indikator für N-Versorgung	L
Eisen	k. A.	4 mg / kg TS	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse unter aeroben Bedingungen Eisenhydroxidfällung möglich	U, L
Gesamtstickstoff	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:N-Verhältnis = 100 : 10-15	50 mg N / kg TS	Nährstoff; Indikator für N-Versorgung	L
Ammonium	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:N-Verhältnis = 100 : 10-1	2 mg / kg TS (als N)	Nährstoff; Indikator für N-Versorgung	L
Verfügbares Phosphat	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:P-Verhältnis = 100 : 2	30 mg / kg TS (als P_2O_5)	Nährstoff; Indikator für P-Versorgung	L
TOC / DOC	k. A.	4 mg / kg TS bzw. 0,3 mg / l	Indikator für C-Versorgung im Boden; Elektronendonator Abnahme weist auf biologische Abbauprozesse hin Bei hohem TOC Einflussnahme auf biol. Parameter Bodenatmung	A-HLUG
Biologische Parameter				
Bodenatmung (Basalatmung)	> 20 mg CO_2 / kg TS * d	10 mg CO_2 / kg TS * d	Parameter für die Stoffwechselaktivität von Bodenmikroorganismen In karbonatreichen Sandböden ist abiotische CO_2- Bildung zu berücksichtigen	U, L
Dehydrogenase-Aktivität	k. A.	4 ng TPF / g TS * 16 h	Indikator für metabolische Enzymaktivitäten der Bodenmikroorganismen Nicht in allen Fällen aussagekräftig und reproduzierbar	L, 72
Potenzielle Nitrifikation	keine absoluten Angaben Beschränkung auf tolerierbare Abweichungen von unkont. Kontrollböden	2,5 mg / kg TS (als N)	Ökotoxikologischer Indikator für die Lebensraumfunktion von Bodenmikroorganismen	D, L
Mikrobielle Biomasse	k. A.	k. A.	Charakterisierung der mikrobiellen Besiedlung bzw. mikrobiellen Aktivität Indirekte Bestimmung über Bodenatmung möglich, allerdings auf aerobe und fakultativ anaerobe Organismen beschränkt	L

1) gibt den Messwert-, Konzentrations- bzw. Verteilungsbereich an, innerhalb dessen natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ablaufen können
BE: Angaben für Bodeneluat; k. A.: keine Angaben

2) die angegebenen Werte beziehen sich auf die in Abschnitt 5.1.3 aufgeführten Bestimmungsmethoden bzw. Messgenauigkeiten; k. A.: keine Angaben; n. z.: nicht zutreffend; div.: divers

3) die Angaben wurden abgeleitet aus
- dem Forschungsprojekt ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone´ des Umweltbundesamtes [1] (U)
- dem Bayerischen Verbundvorhaben ‚Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des natürlichen Reinigungsvermögens' (V-BAY)
- der Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation) des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie [5] (A-HLUG)
- der Arbeitshilfe Monitored Natural Attenuation – H 1 –12 des Ingenieurtechnischen Verbandes Altlasten e.V. [4] (A-ITVA)
- dem Bericht ‚Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial' der DECHEMA-Arbeitsgruppe ‚Validierung biologischer Testmethoden für Böden' [19] (D)
- der Literaturstudie [2] (L) zum o.a. Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes
- Daten der für die Literaturstudie herangezogenen Originalarbeiten. Die Nummerierungen (1, 2, 3, ...) der einzelnen Originalarbeiten wurden aus der Literaturstudie übernommen und sind dort im Anhang auf S. 29 bis 31 aufgelistet.

Tabelle 4.1.6-2 fasst die relevanten Parameter für die Bodenluft zusammen.

Tab. 4.1.6-2: Relevante Parameter für die Bodenluft am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Kontaminanten / Metaboliten				
Organischer Gesamtkohlenstoff	> 100 mg/m^3	1 mg/m^3	Summenparameter für Charakterisierung der Kontaminationssituation	U
n-Alkane	> 10 mg/m^3	1 mg/m^3	Charakterisierung / Austrag flüchtiger KW-Komponenten	U
KW-Identifizierung	C4 – C10	n. z.	Identifizierung flüchtiger KW-Komponenten Parameter nur sinnvoll, wenn Verhältnis n-Alkane / iso-Alkane von Interesse	U
BTEX u.a. Alkylbenzole	> 1 mg/m^3	0,1 mg/m^3	Charakterisierung der Kontaminations-situation	U
Physiko-chemische Parameter				
Sauerstoff	mindestens 5 Vol. % niedriger als in vergleichbaren unkontaminierten Böden < 1 Vol.% deutliche Indikation für fortgeschrittenen Schadstoffabbau	0,1 Vol.%	Elektronenakzeptor für aerobe biologische Abbauprozesse	U, A-HLUG L
Kohlendioxid	mindestens 5 Vol. % höher als in vergleichbaren unkontaminierten Böden	0,1 Vol.%	Endprodukt bei aeroben biologischen Abbauprozessen nur bei MKW > 1.000 mg/kg aussagekräftig In karbonathaltigen Böden ist abiotische CO_2-Bildung zu berücksichtigen	L, 42
Methan	k. A.	0,1 Vol.%	Endprodukt des anaeroben Abbaus, Elektronendonator für biol. Abbauprozesse Anstieg gegenüber unkontaminierten Böden weist auf anaerobe Abbauprozesse hin	30, 51, 108, 110, 122
Molekularer Wasserstoff	k. A.	k. A.	Indikator für Anaerobiose; Elektronendonator für biologische Abbauprozesse Anstieg gegenüber unkontaminierten Böden weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L
Schwefelwasserstoff	k. A.	k. A.	Endprodukt des anaeroben biol. Abbaus; Elektronendonator für biologische Abbauprozesse Anstieg gegenüber unkontaminierten Böden weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

Die relevanten Parameter für das Sickerwasser sind in Tabelle 4.1.6-3 zusammengestellt. Schadstoffe gehören aus den in Abschnitt 5.1.2 dargestellten Gründen (standzeitbedingte Messwertverfälschungen, Ausgasungsverluste) nicht zu den relevanten Parametern des Sickerwassers.

Tab. 4.1.6-3: Relevante Parameter für das Sickerwasser am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Physiko-chemische Parameter				
Leitfähigkeit	k. A.	1 µS / cm	Indikator für Ionen, Einfluss auf Milieubedingungen	85
pH- Wert	pH 5 - 9	0,1 pH-Einheiten	Milieufaktor mit Einfluss auf biologische Abbau- und chem. Transformationsprozesse	U, A-HLUG, A-ITVA, L, 51
Nitrat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse (Wert abgeleitet vom Grundwasser)	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe Abbauprozesse, Abnahme zeigt Denitrifikation an Indikator für N-Versorgung	V-BAY, A-HLUG
Eisen	Fe(II) > 5 mg / l deutliche Indikation für natürliche Abbauprozesse (Wert abgeleitet vom Grundwasser)	0,02 mg / l	Fe(II) Endprodukt anaerober Abbauprozesse Zunahme von Fe(II) zeigt mikrobiologischen Abbau an	V-BAY, A-HLUG
Sulfat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse (Wert abgeleitet vom Grundwasser)	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse, Abnahme zeigt Sulfat-Atmung an	V-BAY, A-HLUG
Verfügbares Phosphat	abhängig von der C-Konzentration; optimales C:P-Verhältnis = 100 : 2	0,1 mg / l	Nährstoff; Indikator für P-Versorgung	L
Hydrogenkarbonat / Säurekapazität	k. A.	k. A.	Milieufaktor mit Einfluss auf Pufferkapazität und pH-Wert Erhöhung weist auf biologischen Abbau hin	A-HLUG
TOC / DOC	k. A.	0,3 mg / l	Indikator für C-Versorgung in wässrigen Medien; Elektronendonator Abnahme weist auf biologische Abbauprozesse hin	A-HLUG

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

In Tabelle 4.1.6-4 sind die relevanten Parameter für das Grundwasser im Hinblick auf dessen Funktion als Austragspfad bzw. Reaktionsraum für den Abbau ausgetragener Schadstoffe zusammengestellt.

Tab. 4.1.6-4: Relevante Parameter für das Grundwasser am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Kontaminanten / Metaboliten				
Kohlenwasserstoffe	< 5mg / l (entspricht 50fachem Prüfwert nach A-HLUG)	0,1 mg / l	Charakterisierung der Kontaminationssituation	U, A-HLUG
KW-Identifizierung	bis C35	n. z.	Charakterisierung der stofflichen Zusammensetzung und metabolischer Umsetzungen Verhältnis von aliphatischen zu aromatischen KW von Bedeutung Relative Abnahme der n-Alkane gegenüber Phytan / Pristan als Indikator für natürliche Abbauprozesse Identifizierung der KW-Komponenten von C10 bis C40 wird empfohlen	U, V-BAY, A-HLUG, L, 68

Tab. 4.1.6-4: (Forts.)

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Kontaminanten / Metaboliten				
BTEX u.a. Alkylbenzole	< 1 mg / l (entspricht 50fachem Prüfwert nach A-HLUG) bis 0,2 mg / l je Einzelkomponente	1 µg / l	Charakterisierung der Kontaminationssituation	L, A-HLUG
Benzoesäure	k. A.	0,01 mg / l	Charakterisierung des biologischen Abbaus; Metabolit von Toluol Untersuchung weiterer Abbauprodukte sinnvoll	U
Hydrogeologische Parameter				
GW-Spiegel	n. z.	1 cm	Einfluss auf Austrag der Kontamination Schwankungen beeinflussen Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser	U
GW-Neubildungsrate	200 – 350 mm / a	k. A.	Einfluss auf Kontaminationsverteilung und -austrag	U
Physiko-chemische Parameter				
Temperatur	5 – 25 °C	0,1 °C	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse	L
Leitfähigkeit	k. A.	1 µS / cm	Indikator für Ionen, Einfluss auf Milieubedingungen	85
pH-Wert	pH 5 - 9	0,1 pH-Einheiten	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse	U, A-HLUG, A-ITVA, L, 51
Redoxpotenzial	< -100 mV deutliche Indikation für anaerobe Abbauprozesse	1 mV	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse Parameter differenziert zwischen aeroben und anaeroben Abbaubedingungen	V-BAY, L
Sauerstoff	> 2 mg / l < 0,5 mg / l deutliche Indikation für Sauerstoffzehrung und -limitierung durch natürliche Abbauprozesse	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für aerobe biologische Abbauprozesse	V-BAY L
Nitrat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse 50 mg / l Grenzwert nach TrinkwV	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe biol. Abbauprozesse, Abnahme zeigt Denitrifikation an Indikator für N-Versorgung	V-BAY, A-HLUG
Ammonium	k. A. 0,5 mg / l Grenzwert nach TrinkwV	< 0,03 mg / l	Nährstoff; Indikator für N-Versorgung, Anzeiger für sauerstoffarmes Milieu	L
Eisen	Fe(II) > 5 mg / l deutliche Indikation für natürliche Abbauprozesse	0,02 mg / l	Fe(II) Endprodukt anaerober Abbauprozesse Zunahme von Fe(II) zeigt biologischen Abbau an	V-BAY, A-HLUG
Sulfat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse, Abnahme zeigt Sulfat-Atmung an	V-BAY, A-HLUG
Verfügbares Phosphat	abhängig von der C-Konzentration; optimales C:P-Verhältnis = 100 : 2	0,1 mg / l	Nährstoff; Indikator für P-Versorgung	L
Hydrogenkarbonat / Säurekapazität	k. A.	k. A.	Milieufaktor mit Einfluss auf Pufferkapazität und pH-Wert Erhöhung weist auf biologischen Abbau hin	A-HLUG
TOC / DOC	k. A.	0,3 mg / l	Indikator für C-Versorgung in wässrigen Medien; Elektronendonator Abnahme weist auf biologische Abbauprozesse hin	A-HLUG
Schwefelwasserstoff	k. A.	k. A.	Endprodukt des anaeroben Abbaus; Elektronendonator für biol. Abbauprozesse Anstieg gegenüber dem Anstrom weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L
Methan	k. A.	< 10 µg / l	Endprodukt des anaeroben Abbaus, Elektronendonator für biol. Abbauprozesse Anstieg gegenüber dem Anstrom weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L, 54 [11]

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

Klimatische Parameter, die für die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone relevant sind, sind in Tabelle 4.1.6-5 dargestellt.

Tab. 4.1.6-5: Relevante klimatische Parameter für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Parameter	Bandbreite [1)]	Bestimmungs-grenze [2)]	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz [3)]
Lufttemperatur	5 – 40 °C	0,1 °C	Einfluss auf Bodenmilieu Bodenluft-Probennahme sollte nicht unter 5 °C Lufttemperatur erfolgen	U, L
Niederschlagsmenge	500 – 1.000 mm (für ausreichende Sickerwassermenge)	0,1 mm	Einfluss auf Schadstoffverteilung und –austrag je nach Bodenart Niederschlagsmenge mindestens 550 mm (Sandboden) oder mindestens 850 mm (Lehmboden)	L
Luftdruck	ca. 1.000 hPa	0,1 hPa	Einfluss auf Massentransfer in Bodenluft / Einfluss auf Oberflächenemission Auswirkungen extremer Luftdruckschwankungen auf Probennahme möglich	L

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

4.2 Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone

Wechselwirkungen zwischen der wasserungesättigten und der wassergesättigten Bodenzone treten im Übergangsbereich, dem Kapillarsaum, auf. Über den Kapillarsaum finden zwischen beiden Bodenzonen Stoffaustauschprozesse statt. Bedingt durch Kapillarwirkungen des Bodens im Bereich des Kapillarsaums ist nicht nur ein Stofftransport von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone, sondern auch umgekehrt möglich. Für die Stoffaustauschprozesse ist einerseits das Transportmedium (Sickerwasser, Bodenluft), andererseits die Beschaffenheit des Bodenkörpers im Übergangsbereich (Porensysteme, Klüfte) von Bedeutung.

Für Wechselwirkungen zwischen der ungesättigten und der gesättigten Bodenzone sind insbesondere Schwankungen des Grundwasserspiegels von Bedeutung. Durch wechselnde Grundwasserstände können Inhaltsstoffe des Grundwassers (z. B. Anionen und Kationen) in die ungesättigte Bodenzone eingetragen werden. Umgekehrt können an die Feststoffmatrix der ungesättigten Bodenzone sorbierte Stoffe durch Lösung in das Grundwasser gelangen. Weiterhin können Schwankungen des Grundwasserspiegels zu temporären Veränderungen des Wassergehaltes sowie zu Änderungen des Luftporenraumes in den angrenzenden Schichten der ungesättigten Bodenzone und damit zu veränderten Milieubedingungen im Übergangsbereich führen.

An kontaminierten Standorten nehmen die Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone großen Einfluss auf den natürlichen Abbau und Rückhalt von Schadstoffen. Sie beeinflussen die Schadstoffverteilung und –ausbreitung, die

Abbaubedingungen und das durch Mikroorganismen bestimmte Abbaupotenzial für die Schadstoffe.

Für die Schadstoffausbreitung sind folgende Transport- und Eintragswege von der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser von Bedeutung:

(i) Vertikaltransport nicht wässriger Flüssigkeiten (Non Aqueous Phase Liquids - NAPLs), z. B. MKW oder LCKW,

(ii) Transport gelöster Stoffe über den Sickerwasserpfad,

(iii) Radialtransport flüchtiger Stoffe über den Bodenluftpfad und

(iv) stoffliche Verlagerungen durch Schwankungen des Grundwasserspiegels, wie oben dargestellt. Die Transport- und Eintragswege der Schadstoffe werden wesentlich durch deren physiko-chemische Eigenschaften bestimmt. Bei den nicht wässrigen Schadstoffen wie MKW sind dies insbesondere die Viskosität und die Dichte der Stoffe. Als Leichtphase schwimmen MKW auf der Grundwasseroberfläche, bewegen sich als zusammenhängende Phase analog dem Grundwasserstand und hinterlassen dabei einen Bereich der Restsättigung.

Natürliche Abbauprozesse im Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone werden durch die dort herrschenden Milieubedingungen bestimmt, die durch Wechselwirkungen zwischen den beiden Bodenzonen durch folgende Faktoren verändert werden können:

(i) Änderungen der Nährstoffgehalte, die entweder zu einer Limitierung von Abbauprozessen oder umgekehrt der Aufhebung einer bestehenden Nährstofflimitierung führen,

(ii) Änderungen des Bodenwassergehaltes und

(iii) Änderungen der Sauerstoffversorgung mit Auswirkungen auf aerobe bzw. anaerobe Abbauprozesse. Bei Schadstoffen wie z. B MKW, deren Abbau überwiegend im Kapillarsaum stattfindet, haben wechselnde aerobe und anaerobe Milieubedingungen einen stimulierenden Effekt auf den biologischen Abbau [2].

Spiegelschwankungen des Grundwasserstandes können außerdem zu einem Eintrag von Mikroorganismen aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser (und umgekehrt) führen und damit zu einer räumlichen Ausweitung des biologischen Abbaupotenzials an einem Standort beitragen.

Besondere Beachtung verdient der Einfluss von Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone auf das Monitoring natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Grundwasser. Im Forschungsprojekt ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone' [1] konnte gezeigt werden, dass Schwankungen des Grundwasserspiegels einen starken Einfluss auf den Austrag von BTEX-Aromaten in den Aquifer und auf die Konzentrationsprofile der Verbindungen im Grundwasser haben. Der Einfluss war nicht nur am Ort des Austrages

nachweisbar, sondern auch im weiteren Abstrom des Grundwassers entlang der Kontaminationsfahne mit zeitlicher Verzögerung entsprechend der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers. Die Bestimmung der Konzentrationsabnahme von Schadstoffen entlang einer Kontaminationsfahne (die i. d. R. durch zeitgleiche Messungen vorgenommen wird) ist also für den Nachweis natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse nicht ausreichend. Vielmehr ist es zwingend erforderlich, den zeitlichen Verlauf des Schadstoffaustrages von der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser zu berücksichtigen und die Monitoringdaten danach zu bewerten.

Die durch Schwankungen des Grundwasserstandes hervorgerufenen Konzentrationsänderungen der in den Aquifer ausgetragenen Schadstoffe sind abhängig von der Schadstoffverteilung im Grundwasserschwankungsbereich. So kann z. B. ein Grundwasseranstieg entweder zu einer Konzentrationserhöhung der Schadstoffe im Grundwasser führen (bei Vorliegen eines Schadstoffherdes im Schwankungsbereich) oder eine Konzentrationserniedrigung der Schadstoffe im Grundwasser zur Folge haben (Verdünnungseffekt durch größere Wassermenge). Voraussagen über den Verlauf der Schadstoffkonzentrationen sind deshalb schwer zu treffen, so dass auf ein Monitoring der Schadstoffkonzentrationen keinesfalls verzichtet werden kann.

5 Standortuntersuchungsprogramm zum Nachweis der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone und zur analytischen Kontrolle der Konzentrationsabnahme am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX

In diesem Abschnitt ist dargestellt, wie die Untersuchungsstrategie und ein davon abgeleitetes Standortuntersuchungsprogramm zum Nachweis der natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone beschaffen sein können und welche Mindestanforderungen an das Programm im Hinblick auf den Umfang und die Qualitätssicherung der Untersuchungen bestehen. Ein Standortuntersuchungsprogramm kommt unter der Prämisse zum Tragen, dass die Möglichkeit natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse im Rahmen einer Sanierungsstrategie behördlich akzeptiert worden ist und die standortspezifischen Gegebenheiten dafür geeignet sind.

Als Beispiel ist das Untersuchungsprogramm für ein Testfeld auf dem Standort des ehemaligen Tanklagers (TL) Schäferhof-Süd bei Nienburg (Niedersachsen) dargestellt, das im Rahmen des Forschungsprojektes ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone' durchgeführt wurde [1]. Der Umfang und ggf. auch die Art der Untersuchungen können in anderen Fällen – in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortgegebenheiten und Sanierungszielen – deutlich davon abweichen.

5.1 Qualitätssicherung im Hinblick auf ein Standortuntersuchungsprogramm

Für die Untersuchungen am Standort TL Schäferhof-Süd erfolgte eine Qualitätssicherung auf der Grundlage

- der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), insbesondere des Anhangs 1 ‚Anforderungen an die Probennahme, Analytik und Qualitätssicherung bei der Untersuchung' [7],
- der Arbeitshilfe zur Qualitätssicherung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz [9],
- der Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemischen Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften [12],
- von Normen, Technischen Regeln und sonstigen allgemein akzeptierten Methoden.

Für die Bestimmung von Parametern, für die keine der genannten Grundlagen vorliegt, wurden von den Forschungsnehmern bewährte Methoden (Hausmethoden) verwendet und beschrieben [1].

Im Hinblick auf die Durchführung von Standortuntersuchungen umfasst die Qualitätssicherung folgende Arbeitsschritte:

- Untersuchungsstrategie und Untersuchungsprogramm,
- Probengewinnung Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser,
- Probenbehandlung,
- Vor-Ort-Analytik,
- Chemisch-analytische Untersuchungen – Laborverfahren,
- Interpretation und Beurteilung der Analysenergebnisse.

Für die Qualitätssicherung analytischer Untersuchungen ist die Vor-Ort-Analytik besonders hervorzuheben, da sie nicht durch Probenlagerung und –behandlung verfälscht werden kann und i. d. R. einfach durchführbar und vielfach bewährt ist.

5.1.1 Mindestanforderungen an das Untersuchungsprogramm

Nachfolgend werden die Mindestanforderungen an ein Untersuchungsprogramm dargelegt, das dazu dienen soll, die Eignung der standortspezifischen Rahmenbedingungen im Hinblick auf eine Einbeziehung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in eine Sanierungsstrategie zu prüfen. Gemäß den in Abschnitt 4 dargestellten fachlichen Grundlagen sollten die in Tab. 5.1.1-1 dargestellten Parameter in die Untersuchung von Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser einbezogen werden.

In Abhängigkeit von den konkreten Standortgegebenheiten sind ggf. als weitere Parameter Begleitkontaminationen, Gefüge, Humus- und Tonmineralgehalt sowie die Erstellung von Schichtenverzeichnissen erforderlich.

Tab. 5.1.1-1: Relevante Parameter zum Nachweis natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX

Einteilung	Parameter	Medien[1)]
Kontaminanten / Metaboliten	Kohlenwasserstoffe (KW)	B, GW
	KW-Identifizierung	B
	n-Alkane	BL
	BTEX u.a. Alkylbenzole	B, BL, GW
	Benzoesäuren	GW
Hydrogeologische Standortparameter	Grundwasserflurabstand	GW / B
	Sickerwasserrate	NW (SW, GW)
Bodenparameter	Bodenart / Korngrößenverteilung	B
	Schichtaufbau, -mächtigkeit	B
	Porenanteil	B
	Durchlässigkeitsbeiwert	B
	Bodenfeuchte / Trockensubstanz	B
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	B, L, GW
	Luftdruck	L
	Niederschlagsmenge	NW
	Leitfähigkeit	SW, GW
	pH-Wert	B, SW, GW
	Redoxpotenzial	GW
	Sauerstoff	BL, GW
	Kohlendioxid	BL
	Nitrat	B, SW, GW
	Gesamtstickstoff / Ammonium	B
	verfügbares Phosphat	B
	Eisen	B, SW, GW
	Sulfat	GW
	TOC	B, SW, GW
	DOC	B
	Karbonatgehalt, Karbonathärte	B, SW, GW
Biologische Parameter	Bodenatmung	B
	Potenzielle Nitrifikation	B

1) B= Boden, BL= Bodenluft, L= Luft, GW= Grundwasser, NW= Niederschlagswasser, SW= Sickerwasser

Die Mindestanforderungen an die Einrichtung von Messstellen, die Probenanzahl und das Zeitraster für Probennahmen sind im Folgenden dargelegt. Die tatsächlichen Anforderungen können im Einzelfall in Abhängigkeit von den Standortgegebenheiten und der Kontaminationssituation erheblich darüber hinausgehen. Weiterhin können sich die Anforderungen an die Messstellenzahl, Probenzahl und Zeitintervalle – in Abhängigkeit von den gewonnenen Ergebnissen – im Laufe der Untersuchung verändern, so dass das Untersuchungsprogramm entsprechend anzupassen ist.

Messstellen und Bohrareale

- Boden: Bei Kontaminationen, die tiefer als 1 m unter GOK reichen, erfolgt die Gewinnung von Bodenproben über Rammkernsondierungen. Die Bohrungen sollten innerhalb von Bohrarealen vorgenommen werden, die zu Beginn der Untersuchung festgelegt worden sind. Pro Untersuchungszeitpunkt sollten innerhalb des Bohrareals mindestens zwei Einzelbohrungen mit einem Mindestabstand von 1 m durchgeführt werden. Bohrungen zu späteren Untersuchungszeitpunkten sollten ebenfalls einen Mindestabstand von 1 m zueinander und zu den bereits vorhandenen Bohrlöchern aufweisen, um zum einen sich nicht gegenseitig zu beeinflussen, zum anderen, um eine Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse zu gewährleisten. Die Anzahl und Anordnung der Bohrareale hängt von der horizontalen Ausdehnung und Verteilung der Kontamination am Standort ab. Pro Kontaminationsherd sollten mindestens zwei Bohrareale vorgesehen werden, wobei die Anzahl der Bohrareale je nach Standortgegebenheiten auch deutlich höher liegen kann. Vertikal sollten die Bohrungen die gesamte Tiefe der Kontamination in der ungesättigten Bodenzone erfassen und im Falle einer bis in den Aquifer hineinreichenden Kontamination auch den Kapillarsaum und die obere Grundwasser führende Schicht einschließen.

- Bodenluft: Zur Gewinnung von Bodenluft wird die Installation stationärer Entnahmestellen mit ausgebauten Pegeln gemäß VDI-Richtlinie 3865 empfohlen. Die Ausbautiefe der Pegel richtet sich nach der vertikalen Schadstoffverteilung, bei tief reichenden Kontaminationen können Bodenluftpegel in zwei oder mehreren Tiefen notwendig sein, wobei wegen möglicher Schwankungen des Grundwasserspiegels ein Mindestabstand von 2 m zwischen verfiltertem Pegelbereich und dem Grundwasserspiegel eingehalten werden sollte. Pro Kontaminationsherd sollte mindestens eine Bodenluft-Messstelle vorgesehen werden.

- Sickerwasser: Für die Beurteilung der natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse ist die Zusammensetzung des Sickerwassers prinzipiell von großer Bedeutung. Allerdings ist die Gewinnung von Sickerwasser durch Saugkerzen – wie in Abschnitt 5.1.2 dargestellt – mit technischen Schwierigkeiten und Einschränkungen der Aussagekraft der Untersuchungsergebnisse verbunden. Deshalb sind Sickerwasseruntersuchungen nur als mögliche Ergänzung zu empfehlen, wenn relevante Parameter über die Untersuchung anderer Medien nicht erfassbar sind.

Für den Ausbau von Sickerwassermessstellen liegen keine genormten Methoden vor. Es wird empfohlen, die Saugkerzen mittels Rammkernsondierung und Führungsschiene in einem Winkel (z. B. 30°-Winkel zum Lot) in den Boden einzubringen, um Sickerwasser aus einer möglichst ungestörten Bodenzone zu erhalten. Aufgrund der geringen Schadstoffsorption und der hohen Stabilität sollte als Saugkerzenmaterial vorzugsweise Edelstahl zum Einsatz kommen. Da für die Funktionstüchtigkeit der Übergangsbereich von der Saugkerze zum Boden von großer Bedeutung ist, empfiehlt es sich, eine Ummantelung der Kerze mit Quarzmehl vorzunehmen. Die Saugkerzen sind über Schläuche aus nicht sorbierfähigem Material (z. B. Teflon) mit einer Sammelflasche zu verbinden, die an eine Vakuumpumpe zur Erzeugung eines kontinuierlichen Unterdruckes angeschlossen ist. Das Bohrloch ist mit Bohrgut und oberhalb der Saugkerzenspitze und an der Geländeoberkante mit einer Tonabdichtung zu verfüllen. Für die Anzahl und die Ausbautiefe der Messstellen gelten die gleichen Mindestanforderungen wie bei der Bodenluft, d. h. es sollte pro Kontaminationsherd mindestens eine Messstelle vorgesehen werden. Auch ein Mindestabstand von 2 m zum Grundwasserspiegel sollte eingehalten werden, damit die Ergebnisse bei einem Grundwasseranstieg nicht verfälscht werden.

- Grundwasser: Grundwassermessstellen sollten unter der Voraussetzung eingerichtet werden, dass am Standort ein Austrag von Schadstoffen in die gesättigte Bodenzone gegeben oder nicht auszuschließen ist. Der Ausbau der Grundwassermessstellen sollte gemäß LABO (2002) erfolgen [9]. In Abhängigkeit von der vorhandenen oder zu erwartenden vertikalen Schadstoffverteilung im Grundwasser, die aufgrund bereits erhobener Daten bekannt ist oder sich aus den physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe ergibt, sind bevorzugt Messstellengruppen mit zwei (ggf. auch mehreren) Filterstellungen zur Erfassung verschiedener Tiefen vorzusehen. Es sollten mindestens eine Messstelle im Bereich des Kontaminationsherdes, eine Messstelle im Anstrom (außerhalb des kontaminierten Bereiches) und eine bis mehrere Messstellen im Abstrom entlang der Schadstoffausbreitung (je nach Länge einer ggf. vorhandenen Schadstofffahne) eingerichtet werden. Im Falle unklarer hydrogeologischer Standortverhältnisse und bei Vorliegen einer Schadstofffahne im Aquifer sollten darüber hinaus mindestens zwei weitere Messstellen zur Erfassung der lateralen Fahnenausdehnung eingerichtet werden.

- Meteorologische Messstation: Zur Erfassung der für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse relevanten Klimafaktoren (Lufttemperatur, Luftdruck, Niederschlagswasser) können i. d. R. Daten der nächstgelegenen Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) herangezogen werden. Eine mobile Messstation am Standort wird nur dann für notwendig erachtet, wenn Gründe gegen eine Übertragbarkeit der Daten des DWD auf den Standort vorliegen.

Probenanzahl

Die Anzahl der zu gewinnenden Bodenproben pro Bohrung richtet sich nach der jeweiligen Bohrtiefe. Pro Meter Bohrtiefe sollte mindestens eine Bodenprobe gezogen werden. Bei

Änderung geologischer oder organoleptischer Merkmale und im Übergangsbereich zur wassergesättigten Bodenzone ist innerhalb eines Bohrmeters jede Schicht getrennt zu beproben. Eine Mindestabsicherung der Untersuchungsergebnisse in den jeweiligen Bohrtiefen ist dadurch gegeben, dass pro Bohrareal und Beprobungszeitpunkt zwei Einzelbohrungen durchgeführt werden (siehe ‚Messstellen und Bohrareale').

Die Gewinnung der Bodenluft sollte gemäß LABO (2002) durchgeführt werden [9]. Pro Messstelle und Beprobungszeitpunkt sollte mindestens eine Bodenluftprobe entnommen bzw. durch die Vor-Ort- Analytik untersucht werden.

Nach Auffangen des Sickerwassers in Sammelflaschen über einen Zeitraum von maximal vier Wochen ist deren Inhalt zu entnehmen, einzufrieren und später zur Herstellung einer Mischprobe zu verwenden. Die Mischprobe sollte aus höchstens drei Einzelproben hergestellt werden.

Die Probennahme des Grundwassers sollte nach LABO (2002) bis zur Temperatur-, pH- und Leitfähigkeitskonstanz bzw. bis zum Erreichen konstanter Sauerstoffgehalte erfolgen [9]. Pro Messstelle bzw. Filterstellung (bei Messstellengruppen) und Probennahmezeitpunkt sollte für die Analytik mindestens eine Grundwasserprobe entnommen werden.

Zeitraster für die Probennahmen

Bei der nachfolgenden Darstellung der Mindestanforderungen an das Zeitraster für die Probennahmen ist zu beachten, dass sich der Gesamtzeitrahmen für die Untersuchungen an den Erfordernissen der jeweiligen Bearbeitungsstufe orientiert.

Die Gewinnung von Bodenproben sollte in längerfristigen Zeitabständen erfolgen. In Abhängigkeit vom Gesamtzeitraum des Untersuchungsprogrammes sollten mindestens eine Start- und Abschlussuntersuchung, höchstens aber einmal pro Jahr Bodenuntersuchungen erfolgen. Häufigere mit Sondierungen verbundene Beprobungen können zu starken Störungen des Bodenkörpers im Beprobungsbereich (Bohrareal) führen und sind zudem mit einem i. d. R. unverhältnismäßigen Aufwand verbunden.

Die Gewinnung von Bodenluftproben sollte mindestens vierteljährlich erfolgen, um jahreszeitlichen Einflüssen Rechnung zu tragen.

Ebenso sollte die Herstellung von Mischproben des Sickerwassers, wie unter dem Abschnitt ‚Probenanzahl' dargestellt, mindestens vierteljährlich erfolgen.

Auch die Entnahme von Grundwasserproben sollte zu Beginn des Untersuchungs-programmes mindestens einmal pro Vierteljahr durchgeführt werden und kann – in Abhängigkeit von den Untersuchungsergebnissen – im weiteren Verlauf in einem mindestens halbjährlichen Turnus erfolgen.

5.1.2 Methoden der Probengewinnung und Probenbehandlung

Die in diesem Abschnitt dargelegten Methoden der Probengewinnung und Probenbehandlung sind im Rahmen der Untersuchungen am Standort TL Schäferhof-Süd zur Anwendung gekommen.

Qualitätssicherung bei der Probengewinnung

Als allgemeine Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Probengewinnung wurden folgende qualitätssichernde Maßnahmen nach LABO (2002) angewendet [9]:

- Reinigungsvorschriften für das Probennahmegerät,
- Qualitätssicherungsproben (Blindwerte, Doppelbestimmungen, etc.),
- Probenbeschriftung (vorbereitete Etiketten),
- Festlegung der zu füllenden Probennahmegefäße,
- ggf. Vor-Ort-Aufbereitung und / oder Stabilisierung,
- Lagerbedingungen der Proben bis zum Abtransport,
- Festlegung der Lagerzeiten von der Probennahme bis zur Messung,
- Transportbedingungen für die Proben,
- Dokumentation der Probennahme.

Gewinnung von Bodenproben

Die Gewinnung von Bodenproben erfolgte durch Rammkernsondierungen (DN 100) bis zu einer Tiefe von 6 m oder 8 m u. GOK. Die Bohrlöcher wurden direkt nach den Bohrarbeiten mit Ton-Pellets verfüllt. Für die Bohrungen wurden Bohrareale mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt. Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen zum Zeitpunkt der Start- und Endbeprobung durchgeführt. Die Bohrungen innerhalb der festgelegten Bohrareale sollten einerseits einen genügenden Abstand aufweisen, um sich nicht gegenseitig zu beeinflussen. Andererseits sollten eine Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse der parallel entnommenen Proben sowie der Ergebnisse der Start- und Endbeprobung in einem Bohrareal gewährleistet sein.

Zur Vermeidung von Sauerstoffzutritt und Ausgasungsverlusten leicht flüchtiger Substanzen wurden Schlauchkern-Bohrungen (DIN 4021) mit Kunststofflinern durchgeführt. Die Entnahme der Proben aus den Linern erfolgte gemäß LABO (2002) [9] und BAM (2001) [12]. Die Liner (Länge 1 m) wurden an der Untersuchungsstelle mittels einer Tischkreissäge an zwei gegenüberliegenden Stellen durch Längsschnitte bis auf eine verbleibende Wandstärke

von ca. 1 mm eingeschnitten. Anschließend wurde mit Hilfe eines Messers die restliche Wandung zerschnitten, der Liner mit dünnen Edelstahlplatten in zwei Hälften geteilt und eine der Bohrkernhälften sofort in einen 10 Liter Eimer überführt, mit einem Deckel verschlossen, zur Homogenisierung mehrmals geschüttelt (Dauer max. 10 Sekunden) und beprobt. Diese Vorgehensweise wurde als Intervallbeprobung bezeichnet und diente der Homogenisierung kleinräumiger Unterschiede der Schadstoffgehalte. Direkt im Anschluss an die Probennahme erfolgte die Probeneinwaage für die Schadstoffanalytik. Die zweite Bohrkernhälfte diente zur Aufnahme der Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile nach DIN 4022-1/ DIN 4023.

Wie unter 5.4.2 dargestellt, ergaben sich bei der Intervallbeprobung im Vergleich zur Gewinnung von Einzelproben (ohne Homogenisierung) keine zusätzlichen Ausgasungsverluste. Dieser Befund beschränkt sich allerdings auf die vorliegenden Boden- und Kontaminationsverhältnisse am Untersuchungsstandort TL Schäferhof-Süd und ist deshalb nicht verallgemeinerungsfähig.

Gewinnung von Bodenluftproben

Die Beprobung der Bodenluftpegel wurde i. d. R. vierteljährlich durchgeführt. Der Start der jeweiligen Probennahme erfolgte nach Absaugen des doppelten Pegel-Totvolumens gemäß LABO (2002) [9]. Zur Qualitätssicherung der Daten wurde eine gesonderte Beprobungskampagne über einen Zeitraum von drei Monaten mit Messterminen im Abstand von zwei Wochen durchgeführt. Die Bodenluft wurde entweder direkt mit einer Vor-Ort Analytik untersucht oder in 10 ml-Headspace-Flaschen als Gassammler aufgefangen. Für Laboruntersuchungen wurden ausschließlich Originalluftproben verwendet, da Anreicherungsverfahren für die Bodenluft (z. B. über Aktivkohle) aufgrund der nachfolgenden Probenbehandlung (Desorption) gemäß BAM (2001) als fehlerträchtig einzustufen sind [12]. Auf eine Beprobung der Bodenluftpegel bei Außentemperaturen unter 5°C wurde verzichtet, da bei niedrigen Temperaturen mit einer Kondensation der Schadstoffe an den Probennahmegeräten zu rechnen ist.

Gewinnung von Sickerwasserproben

Die Gewinnung von Sickerwasserproben erfolgte mittels Edelstahlsaugkerzen (∅ 20 mm, Länge des porösen Körpers 63 mm), die über Teflonschläuche mit kunststoffummantelten Sammelflaschen verbunden waren. Über eine an die Sammelflaschen angeschlossene Vakuumpumpe wurde für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte (2 m / 4 m u. GOK) ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 mbar bzw. 350 mbar angelegt. Auf diese Weise wurden kontinuierlich Wasserproben gezogen.

Die erste Probennahme erfolgte gemäß DVWK (1990) [13] vier Wochen nach Einbau. Anschließend wurden in Zeitabständen von maximal vier Wochen die Sickerwasserproben entnommen und bis zur Analytik der Mischprobe eines Probennahme-Intervalls von drei Monaten eingefroren. In drei Probennahme-Intervallen pro Jahr (Frühjahr, Sommer, Herbst) konnte Sickerwasser gewonnen werden (in einer Menge von 100 ml bis 4.000 ml pro Messstelle, abhängig von der Niederschlagssituation).

Die Probengewinnung von Sickerwasser war mit technischen Schwierigkeiten verbunden, die teilweise zu einem Ausfall von Messstellen führten und nur durch einen Aus- und Wiedereinbau der Saugkerzen behoben werden konnten. Die Schwierigkeiten waren auf eine Ausfällung von Metallhydroxiden, insbesondere Eisenhydroxid, aus der Bodenlösung zurückzuführen, die durch Verockerung der Edelstahlkerze und Verstopfen der Teflonschläuche zu einem teilweisen oder vollständigen Funktionsverlust der jeweiligen Messstelle führte. Erst durch Verwendung von Teflonschläuchen mit einem Innendurchmesser von 4 mm (anstelle von 1 mm) konnte das Verstopfen der Schläuche vermieden werden. Untersuchungen der Zusammensetzung der Ausfällungen legten nahe, dass die Metallhydroxide nicht aus dem Edelstahlmaterial der Saugkerzen, sondern ganz überwiegend aus dem Boden stammten. Ausfällungen von Eisenhydroxiden traten teilweise auch in den Sammelflaschen auf, die daraufhin ausgetauscht wurden, um Adsorptionen von Sickerwasser-Inhaltsstoffen an den Belägen zu vermeiden.

In einer zusätzlich zur Routinebeprobung durchgeführten Untersuchung konnte mittels Dotierung von deuteriertem Toluol bestätigt werden, dass die Probennahmetechnik mit Sammelflaschen unter Unterdruck für die Bestimmung leicht flüchtiger Substanzen wie BTEX oder Alkylbenzole – bedingt durch hohe Ausgasungsverluste – ungeeignet ist.

In einem weiteren Zusatzversuch wurde der Einfluss der Probennahmetechnik auf wichtige physiko-chemische Parameter des Sickerwassers untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass es innerhalb eines vierwöchigen Zeitraumes, in dem Sickerwasser in den Sammelflaschen aufgefangen wurde, zu einer Veränderung von Messergebnissen – sowohl bedingt durch die Standzeit als auch durch den angelegten Unterdruck – kam. Während die Veränderung des Parameters Leitfähigkeit nahezu vernachlässigbar ist, wurden bei den Parametern pH-Wert, Nitrat- und Sulfatkonzentration deutliche Veränderungen festgestellt. Der pH-Wert stieg während der vierwöchigen Standzeit um 0,2 bis 0,6 Einheiten, offensichtlich bedingt durch die Ausgasung von Kohlendioxid und eine Verschiebung des Kohlensäuregleichgewichts. Die Nitratkonzentration stieg bis etwa 60 % (möglicherweise bedingt durch eine Nitrifizierung von Ammonium im Sickerwasser), die Sulfatkonzentration stieg ebenfalls bis etwa 60 % während der Standzeit. Aus den Ergebnissen wurde der Schluss gezogen, dass sich die Probennahmetechnik von Sickerwasser mittels Saugkerzen für die Bestimmung physiko-chemischer Parameter nur bedingt eignet.

Gewinnung von Grundwasserproben

Die Beprobung der Grundwassermessstellen bzw. Messstellengruppen wurde vierteljährlich durch Abpumpen des Grundwassers mit Hilfe einer über Aufsatzrohre in die Messstelle eingeführten Tauchpumpe durchgeführt. Die Probennahme erfolgte nach LABO (2002) bei konstanten Messwerten der Leitparameter Temperatur (± 0,1°C), pH-Wert (± 0,1), Leitfähigkeit (± 10 %) und Sauerstoffgehalt (± 0,2 mg/l) über eine Messzeit von 10 Minuten [9]. Um sicherzustellen, dass das geförderte Wasser dem des umgebenden Grundwasserkörpers entspricht, wurde das Grundwasser vor der Probennahme ca. 20 Minuten gefördert und dadurch etwa das 3-fache Wasservolumen im Filterbereich der Messstelle ausgetauscht. Das abgepumpte Wasser wurde in ausreichender Entfernung zur Messstelle in den Unterstrom abgeleitet. In Abhängigkeit von den Analysenparametern

wurden die Wasserproben entweder vor Ort in Braunglasflaschen abgefüllt oder in Headspace-Gefäße abgefüllt und luftdicht verschlossen. Die entnommenen Wasserproben wurden gekühlt (4°C), lichtgeschützt gelagert und umgehend ins Labor zur Analyse gebracht, wo sie innerhalb einer Woche bearbeitet wurden.

5.1.3 Methoden der Vor-Ort-Analytik und chemisch-analytische Untersuchungsmethoden

Nachfolgend sind die im Rahmen des Vorhabens am Standort TL Schäferhof-Süd angewendeten Bestimmungsmethoden der Vor-Ort- und Laboranalytik für die relevanten Parameter dargelegt.

Qualitätssicherung bei der Analytik

Als allgemeine Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Vor-Ort-Analytik und Laboranalytik wurden folgende qualitätssichernde Maßnahmen nach LABO (2002) angewendet [9]:

- Probeneingang (Zustand, Temperatur, Stabilisierung),
- Dokumentation der Probenvorbereitung,
- Dokumentation der Abweichung von den Prüfvorschriften,
- Überprüfung des Gerätes,
- Ermittlung der Bestimmungsgrenze,
- Kalibrierung,
- Dokumentation der Messergebnisse,
- Blindwertbestimmungen,
- Doppelbestimmungen.

Bodenanalytik

Die für die Bodenanalytik verwendeten Normen und Methoden sind in Tabelle 5.1.3-1 zusammengefasst. Für die Bestimmung der MKW wurde die Methode nach DIN ISO 16703 (E 03.2002) und zusätzlich bei der Startbeprobung die Methode nach ISO TR 11046 (06.1994) eingesetzt.

Tab. 5.1.3-1: Verwendete Methoden und Normen für die Untersuchung von Bodenproben

Parameter	Norm / Methode	Bestimmungsgrenze
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN ISO 16703 (E 03.2002) und ISO TR 11046 (06.1994)	100 mg/kg TS
KW-Identifizierung	Hausmethode Forschungsnehmer	
KW-Eluat	DIN 38414 -S4 (10.1984)	0,1 mg/l
BTEX u. a. Alkylbenzole	DIN 38407- F9 (05.1991)	100 µg/kg TS
Benzoesäure	Hausmethode Forschungsnehmer (HPLC-Verfahren)	0,4 mg/kg TS
Bodenart	DIN 4022-1/ 3, DIN 18196 (10.1988)	
Korngrößenverteilung	DIN 18123 (04.1983)	
Schlämmkornanalyse	DIN 18123 (04.1983)	
Schichtaufbau, -mächtigkeit	DIN 4022-1/3 (09.1987)	
Porenanteil	DIN 19683 Bl. 13 (03.1997)	
Durchlässigkeitsbeiwert	DVGW Merkbl. W113 (1983)	
Bodenfeuchte / TS	DIN ISO 11465 (12.1996)	
Temperatur	Messfühler	
pH-Wert	DIN ISO 10390 (05.1997)	
Nitrat, Ammonium	DIN-38409-H28 / VD Lufa-Methodenb. Bd. 1 (04.1992)	2 mg/kg TS (als N)
Gesamtstickstoff	DIN ISO 11261 (05.1997)	50 mg/kg TS (als N)
verfügbares Phosphat	PMB(Blau-)Meth., VD Lufa-Methodenb. Bd. 1 (1991)	30 mg/kg TS (als P_2O_5)
Eisen	DIN EN ISO 11885 (04.1998)	4 mg/kg TS
TOC / DOC	DIN ISO 10694 (08.1996)	4 mg/kg TS
Karbonatgehalt	DIN ISO 10694 (08.1996)	10 mg/kg TS
Bodenatmung	DIN 19737 (04.2001)	10 mg CO_2/kg TS* d
Dehydrogenase-Aktivität	DIN 19733-1 (07.1998)	0,004 TPF/g*TS*16h
Potenzielle Nitrifikation	DIN ISO 14238 (10.1999)	2,5 mg/kg TS

Bodenluftanalytik

Die für die Bodenluftanalytik verwendeten Methoden gehen aus Tabelle 5.1.3-2 hervor. Es wurden Vor-Ort-Messungen von Sauerstoff, Kohlendioxid und Methan in der Bodenluft mittels tragbarem GC-PID durchgeführt. Die Messung von BTEX, Alkylbenzolen und n-Alkanen erfolgte im Labor mittels GC/MSD. Um aussagekräftige Daten zur Schadstoffsituation auch in den geringer kontaminierten Arealen zu erhalten, wurde neben der Bestimmung von MKW, BTEX und Alkylbenzolen der Parameter 'Gesamtkohlenstoff' in

der Bodenluft ermittelt. Die Messung erfolgte vor Ort über GC-FID. Ein genormtes Verfahren liegt nicht vor.

Tab. 5.1.3-2: Verwendete Methoden für die Untersuchung von Bodenluftproben

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze
n-Alkane	VDI 3865 Blatt 2 und 3 (01.1998/11.1996)	1 mg/m^3
BTEX u.a. Alkylbenzole	VDI 3865 Blatt 2/3 (01.1998/11.1996)	0,1 mg/m^3
Gesamtkohlenstoff	VDI 3481 Blatt 1 (08.1075)	1 mg/m^3
Sauerstoff	VDI 3865 Blatt 2 (01.1998)	0,1 Vol.%
Kohlendioxid	VDI 3865 Blatt 2 (01.1998)	0,1 Vol.%
Methan	VDI 3865 Blatt 2 (01.1998)	0,1 Vol.%

Sickerwasser- und Grundwasseranalytik

Die Analytik der Sickerwasser- und Grundwasserproben erfolgte gemäß den in Tabelle 5.1.3-3 aufgeführten Normen und Methoden.

Tab. 5.1.3-3: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sickerwasser- und Grundwasserproben

Parameter	Norm / Methode	Bestimmungsgrenze
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN EN ISO 9377-2 (07.2001)	0,1 mg/l
BTEX u. a. Alkylbenzole	DIN 38407 -F9 (05.1991)	1 µg/l
Benzoesäure	Hausmethode Forschungsnehmer (HPLC-Verfahren)	0,01 mg/l
Temperatur	DIN 38404-C4 (12.1976)	
Leitfähigkeit	DIN EN 27 888 (11.1993)	
pH-Wert	DIN 38404- C5 (01.1984)	
Redoxpotenzial	DIN 38404- C6 (05.1084)	
Sauerstoff	DIN EN 25814 (11.1992)	
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1/2 (04.1995/11.1996)	1 mg/l
verfügbares Phosphat	DIN EN ISO 10304-1/2 (04.1995/11.1996)	1 mg/l
Eisen	DIN EN ISO 11885 (04.1998)	0,02 mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1/2 (04.1995/11.1996)	1 mg/l
TOC / DOC	DIN EN 1484 (08.1997)	1 mg/l
Säurekapazität / Karbonathärte	DIN 38409- H7/DIN 38405-D8 (05.1979/1971)	

Grundwasserproben wurden zusätzlich auf BTEX-Metabolite (Benzoesäure sowie Methyl-, C2- und C3-Benzoesäuren) gemäß der Hausmethode der Forschungsnehmer sowie auf Methan gemäß der Hausmethode Dr. Weßling Laboratorien GmbH, Altenberge, untersucht.

5.2 Ablauf der Langzeituntersuchungen

Nachfolgend wird eine Vorgehensweise zum Nachweis des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone und zur analytischen Kontrolle der zeitlichen Schadstoffentwicklung vorgeschlagen. Dazu wird beispielhaft der Untersuchungsablauf am Standort TL Schäferhof in Form einer kurzen Übersicht vorgestellt. Detaillierte Informationen sind dem Abschlussbericht zum Forschungsprojekt zu entnehmen [1]. Der Ablauf der Untersuchungen mit den wichtigsten Handlungssträngen und Arbeitspaketen ist in Abbildung 5.2-1 dargestellt.

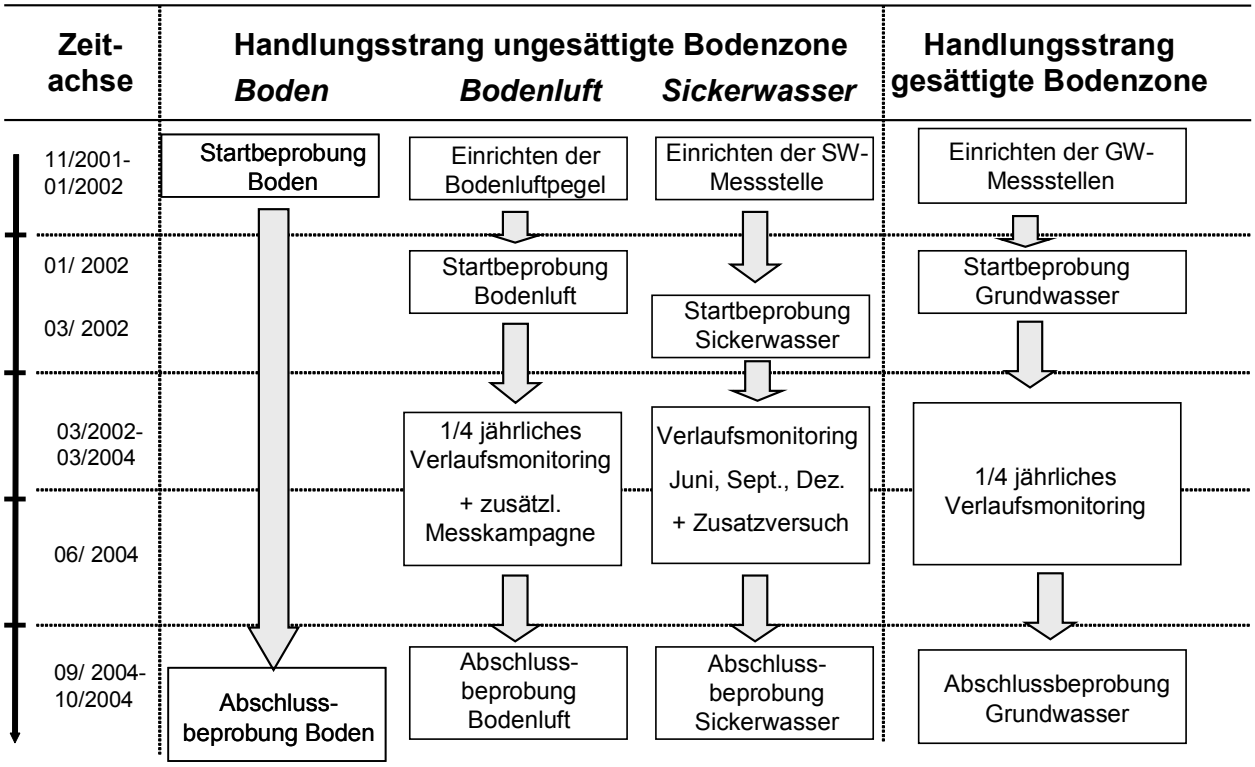


Abb. 5.2-1: Ablauf der Langzeituntersuchungen am Standort Tanklager Schäferhof-Süd

5.2.1 Startuntersuchung

Zur Ermittlung des Schadstoffniveaus in der ungesättigten Bodenzone, im Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone erfolgte eine Startbeprobung an 8 Bohrarealen (Durchmesser jeweils 1 m) auf einem Testfeld der Größe 7,5 m x 15 m sowie an zwei Bohrarealen in einem geringer kontaminierten und in einem unkontaminierten Vergleichsareal (ebenfalls Durchmesser 1 m). Pro Bohrareal wurden zur Probennahme zwei Bohrungen durchgeführt,

wie in Abschnitt 5.1.2 beschrieben. An jeweils einem Bohrpunkt im Testfeld und in den Vergleichsarealen wurden zusätzlich zu den Schadstoffgehalten weitere bodenphysikalische, physiko-chemische und biologische Parameter untersucht (s. Abschnitt 5.4).

5.2.2 Verlaufsmonitoring

Um den Austrag von Schadstoffen über die mobilen Medien Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser zu bestimmen und die Entwicklung von Parametern, die zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen dienen, in diesen Medien zu verfolgen, wurden im Testfeld und in den Vergleichsarealen stationäre Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwassermessstellen eingerichtet, wie in Abschnitt 5.3.2 dargestellt. In einem vierteljährlichen Messzyklus wurden die Bodenluft und das Grundwasser beprobt bzw. Vor-Ort-Messungen durchgeführt (s. Abb. 5.2-1). Von jeweils März bis Dezember wurden monatlich die angefallenen Sickerwasserproben vom Standort abgeholt und nach einem Probennahme-Intervall von drei Monaten als Sammelprobe analysiert. Die untersuchten Parameter in den verschiedenen Medien gehen aus dem Analysenplan in Abschnitt 5.4.1 hervor. Um die klimatischen Parameter kontinuierlich zu erfassen, wurden eine Wetterstation am Standort aufgestellt und Temperatursonden im Boden eingebaut. Die Daten wurden alle vier bis acht Wochen ausgelesen.

5.2.3 Abschlussuntersuchung

Analog der Startbeprobung wurden nach einer Projektlaufzeit von drei Jahren erneut die Schadstoffkonzentrationen und stofflichen Veränderungen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal ermittelt. Die umfangreichen Daten wurden statistisch ausgewertet und unter dem Aspekt der Schadstoffminderung durch biologischen Abbau, Auswaschung mit dem Sickerwasser und Verflüchtigung über die Bodenluft beurteilt.

5.3 Probennahmeplan

Dieser Abschnitt enthält Angaben zu den Untersuchungsparametern, den Messstellen und der Probennahme in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser am Standort TL Schäferhof-Süd sowie zur Probenbehandlung.

5.3.1 Untersuchungsparameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser

Die Untersuchungsparameter in den einzelnen Medien einschließlich ihrer Bestimmungsgrenzen gehen aus den Tabellen 5.1.3-1 bis 5.1.3-3 sowie aus dem Analysenplan in Abschnitt 5.4.1 hervor. In Abhängigkeit von den jeweiligen Standort-

gegebenheiten ist der Parameterumfang zu erweitern, z. B. um die Bestimmung von Methyl-tertiär-butylether (MTBE), da bei Schadensfällen mit Mineralölprodukten die Möglichkeit einer Begleitkontamination durch MTBE besteht.

5.3.2 Messstellen in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser

Die Lage der Messstellen und Bohrpunkte im Testfeld und dem angrenzenden geringer kontaminierten Vergleichsareal am Standort TL Schäferhof-Süd geht aus Abbildung 5.3.2-1 hervor. Das weiter entfernt liegende unkontaminierte Vergleichsareal ist nicht dargestellt.

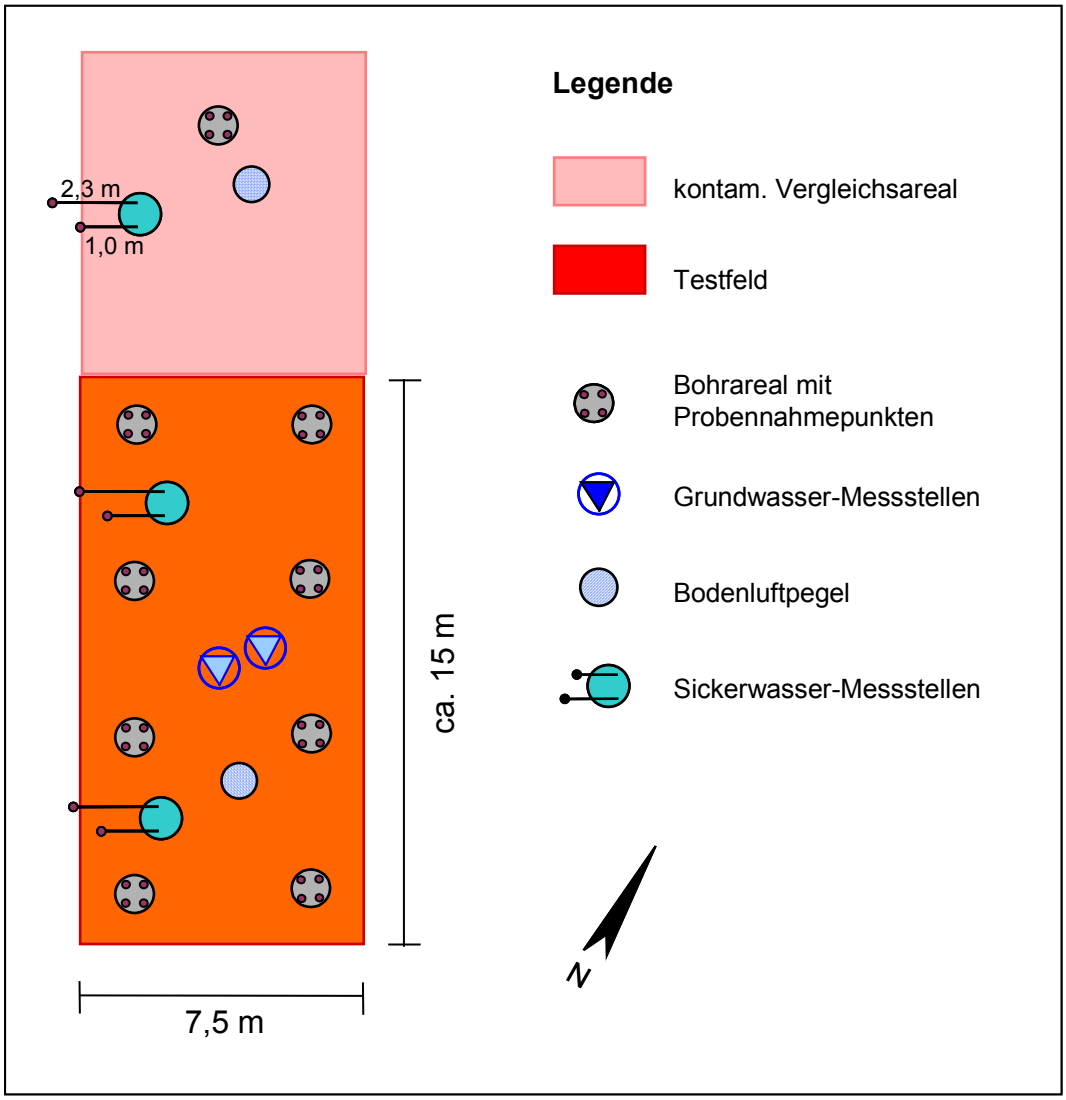


Abb. 5.3.2-1: Lageskizze der Messstellen und Bohrpunkte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal am Standort TL Schäferhof-Süd. Messstellen und Bohrareale sind überdimensional dargestellt.

Zur Entnahme der Bodenproben wurden im Testfeld acht Bohrareale und in den Vergleichsarealen jeweils ein Bohrareal mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt. Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen zum Zeitpunkt der Start- und Endbeprobung durchgeführt (vgl. Abschnitt 5.1.2).

Zur Entnahme der Bodenluftproben wurden drei stationäre Entnahmestellen mit ausgebautem Pegel in 4 m u. GOK (Testfeld, kontaminiertes Vergleichsareal) bzw. 3,5 m u. GOK (unkontaminiertes Vergleichsareal) errichtet. Der Ausbau der Messstellen erfolgte gemäß VDI-Richtlinie 3865. Um die Schadstoffsituation am Punkt des Messstellenausbaus abzuschätzen, waren zuvor durch Rammkernsondierungen bzw. Schneckenbohrungen Bodenproben entnommen und auf MKW, BTEX und Alkylbenzole analysiert worden.

Zur Gewinnung von Sickerwasser wurden im Testfeld zwei und in den Vergleichsarealen jeweils eine Messstelle eingerichtet (vgl. Lageskizze in Abb. 5.3.2-1). An den Messstellen im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal wurden hierfür Edelstahlsaugkerzen in ca. 2 m und 3,5 m u. GOK, im unkontaminierten Vergleichsareal in 1,7 m u. GOK eingebaut. Um Sickerwasser aus einer möglichst ungestörten Bodenzone zu erhalten, wurde die durch einen Kunststoffschaft verlängerte Kerze in einem Winkel von ca. 30° gegenüber dem Lot in den Boden eingesetzt.

Da für den Ausbau der Sickerwassermessstellen kein genormtes Verfahren zur Verfügung steht, wird die angewendete Methode im Folgenden näher beschrieben. Die Bohrlöcher (∅ 50 mm) wurden durch Rammkernsondierung unter Zuhilfenahme einer Führungsschiene (30°-Winkel zum Lot) vorbereitet und, um Nachfall zu verhindern, mit einem Hüllrohr (∅ 50 mm) abgestützt. Um den Übergangsbereich von der Saugkerze zum Boden durch eine "Ummantelung" mit Quarzmehl zu optimieren, wurden für den Einsatz der Saugkerzenspitze die tiefsten 10 cm mit reduziertem Durchmesser vorgebohrt und die Saugkerze in der vorgesehenen Tiefe zunächst locker eingesetzt. Die "Quarzmehlpackung" wurde mit Druckluft durch einen Schlauch direkt an der Saugkerze in das Bohrloch eingepresst. Vor dem Ziehen des Hüllrohres und dem endgültigen Verfüllen erfolgte eine Kontrolle der Saugkerzen auf ihre Funktionstüchtigkeit (Ansaugen des Einschlämmwassers). Danach wurde das Bohrloch mit Bohrgut verfüllt und dabei oberhalb der Saugkerzenspitze und an der Geländeoberkante eine Tonabdichtung eingebaut, um ein direktes Ablaufen von Niederschlagswasser am Schaft der Kerze zu verhindern. Die Saugkerzen (∅ 20 mm, Länge des porösen Körpers 63 mm) wurden über Teflonschläuche mit jeweils einer kunststoffummantelten Schottflasche verbunden. Über eine Vakuum-Regeleinheit wurde für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte (2 m / 4 m u. GOK) ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 mbar bzw. 350 mbar angelegt.

Die beim Betrieb der Saugkerzenanlage aufgetretenen technischen Schwierigkeiten sind in Abschnitt 5.1.2 beschrieben.

Zur Beprobung von Grundwasser wurden zusätzlich zu vier bereits bestehenden durchgehend verfilterten Grundwassermessstellen fünf Messstellengruppen (eine Gruppe im Anstrom, eine im Testfeld, drei im Abstrom des Testfeldes entlang der zentralen Strömungslinie der Schadstofffahne) gemäß LABO (2002) eingerichtet [9]. Für jede Messstellengruppe wurden zwei Einzelbohrungen bis in 7 m u. GOK bzw. 10 m u. GOK

abgeteuft und diese mit Filterstrecken in 4 m -7 m bzw. 9 m -10 m Tiefe ausgebaut, um auch die vertikale Schadstoffverteilung im Aquifer zu erfassen.

5.3.3 Probennahme in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser sowie Probenbehandlung

Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes im Forschungsprojekt [1] wurden detaillierte Probennahmepläne erstellt, die folgende Angaben enthielten:

- Boden: Probennahmepunkt (Bezeichnung Bohrareal und Bohrpunkt), Probenbezeichnung, Probennahmezeitpunkt
- Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser: Bezeichnung der Messstelle, Probenbezeichnung, Probennahmezeitpunkt, Parameter für die Vor-Ort-Analytik

Die Probennahmenintervalle und -zeitpunkte gehen aus dem in Tabelle 5.3.3-1 dargestellten Zeitplan hervor.

Tab. 5.3.3-1: Zeitplan für die Installation der Messstellen und Probennahmen am Standort TL Schäferhof-Süd

Messstelle	**Jahr / Quartal**															
	2001		2002				2003				2004				2005	
	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2
Testfeld																
Boden		**S**	**A**											**E**	**A**	
Bodenluft		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		
Sickerwasser		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**		**V**	**V**	**V**		**V**	**E**	**A**		
Vegleichsareal kontaminiert																
Boden		**S**	**A**											**E**	**A**	
Bodenluft		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**		**V**	**E**	**A**		
Sickerwasser		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**		**V**	**V**	**V**		**V**	**E**	**A**		
Vergleichsareal unkont.																
Boden		**S**	**A**											**E**	**A**	
Bodenluft		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		
Sickerwasser		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**		**V**	**V**	**V**		**V**	**E**	**A**		
Grundwassermessstellen																
Anstrom		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		
GW-Messstelle Testfeld		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		
Abstrom 1		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		
Abstrom 2		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		
Abstrom 3		**I**	**S**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**V**	**E**	**A**		

I = Installation der Messeinrichtungen; S = Startuntersuchungen; V = Verlaufskontrolle; E = Endbeprobung; A = Auswertung

Der Probenumfang ist den Analysenplänen für Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser in Abschnitt 5.4-1 zu entnehmen. Die Probenvorbereitung für die Bestimmung der einzelnen Parameter richtet sich nach den jeweiligen Bestimmungsmethoden und Prüfanweisungen, die ebenfalls in den Analysenplänen angegeben sind.

5.4 Analysenplan und Datenqualität

Der Analysenplan für die Untersuchungen am Standort TL Schäferhof-Süd umfasst Angaben zur Herkunft und Anzahl der analysierten Proben, zur Anzahl der Analysen sowie Verweise zu den analytischen Methoden und Prüfanweisungen. Im Verlauf der Langzeituntersuchung wurde der Analysenplan entsprechend den Untersuchungsergebnissen und gewonnenen Erfahrungen mehrfach modifiziert [1].

5.4.1 Untersuchungsmethoden (Vor-Ort- und Laboranalytik)

Die im Forschungsprojekt [1] verwendeten analytischen Untersuchungsmethoden sind in Abschnitt 5.1.3 beschrieben und werden nachfolgend in Form von Analysenplänen für den Boden, die Bodenluft, das Sickerwasser und das Grundwasser wiedergegeben.

Tab. 5.4.1-1: Analysenplan für den Boden am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Summe der Analysen	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Testfeld				kont. V. -Areal				unkont. V.-Areal						
	B*1	P/B*2	Summe	DB*3	B*1	P/B*2	Summe	DB*3	B*1	P/B*2	Summe	DB*3	Startb.	Endbepr.	
Kohlenwasserstoffe (KW)	16	6	96	16	2	6	12	2	2	6	12	2	140	140	ISO/DIS 16703
Kohlenwasserstoffe (KW)	8	1	8		1	1	1		1	1	1		10	10	ISO TR 11046
KW-Identifizierung	1	6	6		1	6	6						12	12	Hausverfahren
KW-Eluat	1	6	6		1	6	6						12	12	DIN 38414 -S4
BTEX u. a. Alkylbenzole	16	6	96	16	2	6	12	2	2	6	12	2	140	140	DIN 38407- F9
Benzoesäure	2	6	12		1	6	6						18	18	Hausverfahren
Bodenart/	16	6	96		2	6	12		2	6	12		120	120	DIN 4022-1/ 3
Schichtenaufbau, -mächtigkeit	16	1	16		2	1	2		2	1	2		20	20	DIN 4022-1/3
Korngrößenverteilung	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	DIN 18123
Schlämmkornanalyse	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	zu geringer Schlämmkornanteil
Porenanteil	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	DIN 19683 Bl. 13
Durchlässigkeitsbeiwert	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	DVGW Merkbl. W113
Bodenfeuchte/Trockensubstanz	16	6	96		2	6	12		2	6	12		120	120	DIN ISO 11465
Temperatur	4	1	4										kont.	kont.	Meßfühler
pH-Wert	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN ISO 10390
Nitrat	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN-38409-H28 und VD Lufa-Methodenb.
Ammonium	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	Bd. 1
Gesamtstickstoff	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN ISO 11261
verfügbares Phosphat	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	PMB(Blau-) Methode, VD Lufa-Methodenb.
Eisen	1	6	6		1	6	6							12	DIN EN ISO 11885
TOC/ DOC	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN ISO 10694
Karbonat	1	6	6		1	6	6		1	6	6			18	DIN ISO 10694
Bodenatmung	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN 19737
Dehydrogenase- Aktivität	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN 19733-1
Potenzielle Nitrifikation	1	4	4		1	4	4		1	4	4		12	12	DIN ISO 14238

*1 M = Anzahl der Messstellen, *2 Probenanzahl (P) pro Messstelle, *3 Anzahl der Doppelbestimmungen

Tab. 5.4.1-2: Analysenplan für die Bodenluft am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Analysen	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Testfeld				kont. V.-Areal				unkont. V.-Areal						
	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	je PN		
n-Alkane	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2 und 3
GC -Screening	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	6	
BTEX	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2/3
Alkylbenzole	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	
Gesamtkohlenstoff	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	Hausverfahren
Sauerstoff	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2
Kohlendioxid	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2
Methan	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	

*1 M = Anzahl der Messstellen, *2 Probenanzahl (P) pro Messstelle, *3 Anzahl der Doppelbestimmungen

Tab. 5.4.1-3: Analysenplan für das Sickerwasser am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Analysen	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Testfeld				kont. V.-Areal				unkont. V.-Areal						
	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	je PN		
Leitfähigkeit	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN 27 888
pH-Wert	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN 38404- C5
Sauerstoff	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN 25814
Nitrat	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN ISO 10304-1
Sulfat	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN ISO 10304-1
Eisen-Gesamt	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN ISO 11885
TOC	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN 1484
Säurekapazität, Karbonathärte	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN 38409- H7

*1 M = Anzahl der Messstellen, *2 Probenanzahl (P) pro Messstelle, *3 Anzahl der Doppelbestimmungen

Tab. 5.4.1-4: Analysenplan für das Grundwasser am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Analysen	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Anstrom MP1				Testfeld MP 2				Abstrom MP 3-5						
	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	M*1	P/M*2	Summe	DB*3	je PN	4 verbleib. PN	
Kohlenwasserstoffe (KW)	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 9377-2
BTEX	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38407 -F9
Grundwasserflurabstand	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	
Temperatur	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38404-C4
Leitfähigkeit	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN 27 888
pH-Wert	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38404- C5
Redoxpotential	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38404- C6
Sauerstoff	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN 25814
Nitrat	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 10304-1
Eisen	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 11885
Sulfat	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 10304-1
TOC	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN 1484
Säurekapazität, Karbonath.	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38409- H7

*1 M = Anzahl der Messstellen, *2 Probenanzahl (P) pro Messstelle, *3 Anzahl der Doppelbestimmungen

Alle angegebenen Methoden und Prüfanweisungen sind geeignete und für die Vollzugspraxis zu empfehlende und – mit Ausnahmen der Hausverfahren – allgemein akzeptierte Untersuchungsmethoden (Normen) für die jeweiligen Medien. In den Fällen, wo Abweichungen zwischen der Zielstellung eines Vorhabens und der Zielstellung einer Norm bestehen, kann eine Abweichung von der normierten Methode toleriert werden. In diesem Fall ist die modifizierte Methode rechtzeitig zu testen und zu beschreiben.

5.4.2 Beurteilung der Datenqualität

Im Rahmen des Forschungsprojektes am Standort TL Schäferhof-Süd ergaben sich folgende Erkenntnisse hinsichtlich der Qualität der analytischen Daten:

Bodenanalytik

Zur internen Qualitätskontrolle erfolgte bei der MKW-Analytik nach DIN ISO 16703 und bei der BTEX-Analytik nach DIN 38407-F9 eine Doppelbestimmung mit Proben aus einer ausgewählten Tiefe pro Bohrung. Die Standardabweichungen der Proben (Intervallproben, s. Abschnitt 5.1.2) vom Mittelwert lagen für MKW < 10 %, für BTEX und Alkylbenzole < 25 %, vielfach sogar deutlich darunter (< 5 %). Für die externe Qualitätskontrolle wurden bei der Startbeprobung zusätzlich MKW- und BTEX- Analysen von jeder 10. bis 20. Probe, d.h. einer Probe pro Bohrareal, in einem unabhängigen Labor durchgeführt. Die zum Teil deutlichen Abweichungen der Ergebnisse zwischen Untersuchungs- und Vergleichslabor bestätigten die Erfahrungen aus einem früheren Ringversuch mit MKW-kontaminierten Böden [14].

Zur Überprüfung der Datenqualität bei der Bestimmung leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe (BTEX u.a. Alkylbenzole) in Intervallproben wurden Bohrkerne aus der ungesättigten und der gesättigten Bodenzone untersucht. Unmittelbar nach Öffnen des Liners, der die Bohrkerne enthielt, wurden jeweils 10 Einzelproben (ohne Homogenisierung) - verteilt über die Länge des Bohrkerns (1 m) - und 10 Intervallproben (mit Homogenisierung, vgl. Abschnitt 5.1.2) entnommen und analysiert. Im Mittel ergaben sich gegenüber der Intervallbeprobung Minderbefunde in den Einzelproben, in der ungesättigten Bodenzone bis zu 17 % und in der gesättigten Bodenzone bis zu 50 %. Die Standardabweichungen vom Mittelwert betrugen bei den Intervallproben 6-17 % in der ungesättigten Bodenzone und < 25 % in gesättigten Bodenzone und waren damit deutlich geringer als die bei den Einzelproben ermittelten Standardabweichungen (ca. 50 % in der ungesättigten Bodenzone, über 100 % in der gesättigten Bodenzone). Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bei den vorliegenden Boden- und Kontaminationsverhältnissen am TL Schäferhof-Süd die Intervallbeprobung gegenüber der Einzelbeprobung von Bohrkernen deutliche Vorteile hinsichtlich der Datenqualität aufweist.

Bodenluftanalytik

Die Qualität der Daten bei Bodenluftuntersuchungen wird bestimmt durch das Probennahmeverfahren und die eingesetzte Analytik. Für die Messung wurden

Originalluftproben verwendet (vgl. Abschnitt 5.1.2), da eine Anreicherung der Bodenluft an Aktivkohle aufgrund der höheren Zahl an Bearbeitungsschritten fehlerträchtiger als eine Beprobung über Gassammler (Headspace-Flaschen) ist [12]. Die Messung von BTEX u.a. Alkylbenzolen sowie n-Alkanen erfolgte im Labor mittels GC/MSD. Diese Messmethode bietet gegenüber einer Vor-Ort-Analytik mittels tragbarem GC mit PID-Detektor durch die Selektivität des massenselektiven Detektors (MSD) den Vorteil der sicheren Identifikation der einzelnen Parameter, was im Forschungsprojekt bestätigt werden konnte [1].

Um Messwertschwankungen bei der Bodenluftanalytik zu ermitteln, wurde eine Messkampagne über etwa drei Monate mit Probennahmezeitpunkten im Abstand von jeweils zwei Wochen durchgeführt. Untersucht wurden alle Parameter des Analysenplanes für Bodenluft (s. Abschnitt 5.3.1) sowie zusätzlich der Gehalt an Methan sowie das Spektrum der Kohlenwasserstoffe durch ein GC/MS-Screening. Insgesamt ergaben sich geringe Schwankungen der Messwerte zwischen zwei benachbarten Probennahmezeitpunkten mit Ausnahme der BTEX- und Alkylbenzolkonzentrationen, deren Schwankungsbreite auf einen Eintritt von kontaminiertem Grundwasser in die Bodenluftpegel – bedingt durch einen Anstieg des Grundwasserspiegels – zurückzuführen war. Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass Messungen an ungestörten Bodenluftpegeln unter Berücksichtigung geeigneter Probennahme- und Analyseverfahren zu verlässlichen Daten führen.

Sickerwasseranalytik

Die Datenqualität der Sickerwasseranalytik im Rahmen des Forschungsprojektes war durch die Art der Probengewinnung beeinträchtigt [1]. Wie in Abschnitt 5.1.2 dargestellt, traten Ausfällungen von Eisenhydroxid an den Edelstahlkerzen, in den Schläuchen und in den Sammelflaschen auf, die zu Adsorptionen von Inhaltsstoffen aus dem Sickerwasser und damit zu Minderbefunden in der Analytik führen. Weiterhin wurden Ausgasungsverluste leicht flüchtiger Kontaminanten (BTEX u.a. Alkylbenzole) – bedingt durch die Probennahmetechnik – nachgewiesen. Während der Standzeit des Sickerwassers zwischen den Probennahmeterminen wurden außerdem die Messwerte einiger physiko-chemischer Parameter (pH-Wert, Nitrat, Sulfat) deutlich verändert (vgl. Abschnitt 5.1.2).

Aufgrund dieser Befunde sollte auf eine Bestimmung leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe im Sickerwasser verzichtet werden. Bei der Beurteilung der physiko-chemischen Parameter des Sickerwassers sollten standzeitbedingte Messwertveränderungen berücksichtigt werden.

Grundwasseranalytik

Die Grundwasseranalytik im Forschungsprojekt erfolgte gemäß LABO (2002) [9] und lieferte keine Hinweise auf Einschränkungen der Datenqualität [1].

5.5 Beurteilung der Untersuchungsergebnisse

Für die Beurteilung der Ergebnisse eines Standortuntersuchungsprogrammes zur analytischen Kontrolle der Konzentrationsabnahme von Schadstoffen durch natürliche Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse werden die für die verschiedenen Medien gewonnenen analytischen Daten zueinander in Beziehung gesetzt. Beurteilt werden zum einen die Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Untersuchungszeitraum, zum anderen die Milieubedingungen und –veränderungen, die den Schadstoffabbau und –rückhalt an einem Standort bestimmen. Die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse stellt die Basis für eine Prognostizierung der Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen über den Untersuchungszeitraum hinaus dar (vgl. Abschnitt 3.3.3).

Im Forschungsprojekt erfolgte bereits während des Untersuchungszeitraumes eine kontinuierliche Beurteilung der Ergebnisse [1]. Die Beurteilung nahm Einfluss auf den weiteren Ablauf des Untersuchungsprogrammes. Zum einen wurden die Probennahme- und Analysenpläne für den Boden, die Bodenluft, das Sickerwasser und das Grundwasser (vgl. Abschnitte 5.3.3 und 5.4.1) entsprechend den bis dahin vorliegenden Ergebnissen modifiziert, z. B. wurde der Analysenplan für das Sickerwasser im Verlauf der Langzeituntersuchung auf die Parameter mit reproduzierbaren und aussagekräftigen Ergebnissen reduziert. Zum anderen wurde das Programm durch Zusatzuntersuchungen erweitert, die zum Ziel hatten, die Eignung einiger Probennahmetechniken und Parameter zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse zu überprüfen.

In horizontalen und vertikalen Teilbereichen der Untersuchungsareale konnte eine Konzentrationsabnahme der Schadstoffe MKW, BTEX und Alkylbenzole analytisch nachgewiesen werden. Der Nachweis einer Konzentrationsabnahme wurde durch statistische Methoden abgesichert (vgl. Abschnitt 3.3.7). Ein mikrobiologischer Abbau der Schadstoffe am Standort konnte qualitativ nachgewiesen werden, eine quantitative Bilanzierung der Prozesse Abbau, Auswaschung und Verflüchtigung war nicht möglich. Für die Beurteilung der Ergebnisse eigneten sich die Untersuchungen des Bodens, der Bodenluft und des Grundwassers, während Sickerwasseruntersuchungen nur bedingt aussagekräftig waren (vgl. Abschnitte 5.1.1 und 5.1.2).

6 Charakterisierung des am Standort vorhandenen natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials

Die Bewertung des natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials in der ungesättigten Bodenzone eines kontaminierten Standortes wird als Einzelfallentscheidung von der zuständigen Behörde vorgenommen. Die vorliegende Handlungsempfehlung soll dazu eine Hilfestellung bieten. Nachfolgend ist anhand von Hinweisen dargestellt, wie natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse im Boden qualitativ und quantitativ beurteilt werden können.

Eine qualitative Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes an einem Standort beschränkt sich nicht auf die Betrachtung eines einzelnen Parameters, sondern es werden i. d. R. mehrere Parameter und Medien einbezogen.

Im Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd konnte durch den Vergleich von Schadstoffanalysen des Bodens und der Bodenluft gezeigt werden, dass sich die Zusammensetzung der Kontamination über den Untersuchungszeitraum deutlich veränderte (Abnahme des Anteils leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe) und auf einen mikrobiologischen Abbau in der ungesättigten Bodenzone schließen ließ [1]. In analoger Weise lässt sich durch Schadstoffuntersuchungen im Boden (Parameter: Kohlenwasserstoffe, KW-Identifizierung, KW-Eluat, BTEX, Alkylbenzole, ggf. weitere Kontaminanten) und in der Bodenluft (Parameter: organischer Gesamtkohlenstoff, n-Alkane, BTEX, Alkylbenzole, ggf. GC/MS-Screening) ein qualitativer Nachweis von Abbauprozessen an Mineralöl-kontaminierten Standorten führen. Auch selektive Abbauprozesse sind durch eine KW-Identifizierung erfassbar (z. B. ein selektiver Abbau von Alkanen in anaeroben Bodenbereichen) und lassen auf das verbleibende, nicht abbaubare Schadstoffspektrum schließen. Ein Nachweis des Schadstoffabbaus über die Identifizierung von Metaboliten in der ungesättigten Bodenzone (Boden, Bodeneluat, Bodenluft, Sickerwasser) ist nach den Erkenntnissen des Vorhabens nicht zielführend. Mögliche toxische Wirkungen von Metaboliten sollten allerdings durch das Untersuchungsprogramm über biologische Parameter erfasst werden.

Qualitative Rückschlüsse auf natürliche Abbauprozesse ergeben sich weiterhin aus den Parametern Sauerstoff und Kohlendioxid in der Bodenluft. Am Standort TL Schäferhof-Süd zeigten geringe Sauerstoffkonzentrationen (bis etwa 6 mg/m^3) bei gleichzeitig hohen Kohlendioxidkonzentrationen (ab etwa 12 mg/m^3) in der Bodenluft einen mikrobiologischen Schadstoffabbau an. Der Vergleich verschieden stark kontaminierter Bereiche (Testfeld, geringer kontaminiertes Vergleichsareal) ließ sogar quantitative Rückschlüsse auf das Ausmaß der Abbauprozesse zu. Weiterhin lassen sich über die Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft die aufgrund von Temperaturveränderungen zu erwartenden jahreszeitlichen Schwankungen mikrobieller Aktivitäten identifizieren. Dieser Jahreszeiteneffekt ist allerdings nicht in sehr gering kontaminierten Bodenbereichen (organischer Gesamtkohlenstoff < 100 mg/m^3, n-Alkane < 10 mg/m^3, BTEX < 1 mg/m^3) nachweisbar. Die Erfahrungen des Forschungsprojektes haben gezeigt, dass die Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid in Verbindung mit den Schadstoffkonzentrationen in der

Bodenluft insgesamt betrachtet gut geeignete Indikatoren für einen mikrobiologischen Schadstoffabbau sind. Sie sind dem Parameter Bodenatmung in Bodenproben vorzuziehen, zumal die mikrobielle Aktivität durch Bodenuntersuchungen nur punktuell, durch Bodenluftuntersuchungen jedoch weiträumiger abgebildet wird.

Neben aeroben Abbauprozessen ist auch ein anaerober Schadstoffabbau in der ungesättigten Bodenzone nicht auszuschließen. Das Forschungsprojekt am TL Schäferhof-Süd hat gezeigt, dass im Bereich hoher Schadstoffgehalte im Boden (> 1.000 mg MKW/kg) eine vollständige Nitratzehrung vorliegt. Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Nachweisgrenze können somit auf einen Schadstoffabbau durch fakultativ anaerobe Mikroorganismen im Boden hinweisen. Dagegen eignen sich die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser aus verschiedenen Gründen (Verfälschung durch sulfathaltige Minerale im Boden und durch Oxidation schwefelhaltiger Verbindungen aus Mineralölkontaminationen) nicht als Indikator für anaerobe Abbauprozesse. Grundsätzlich sind bei Sickerwasserparametern Nutzen und Grenzen (technischer Aufwand, Schwierigkeiten bei der Probennahmetechnik, Messwertverschiebungen, vgl. Abschnitte 5.1.1 und 5.1.2) abzuwägen. Wird auf eine Sickerwassergewinnung verzichtet, kann der Nachweis von Methan in der Bodenluft als Indikator für anaerobe Abbauprozesse herangezogen werden.

Zur Beurteilung von natürlichen Abbauprozessen an einem Standort eignen sich biologische Parameter als Indikatoren für ökotoxische Wirkungen einer Kontamination (Ausgangsverbindungen, Metaboliten) auf die am Schadstoffabbau beteiligten Bodenorganismen nur bedingt, wie das Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd gezeigt hat [1]. Während der Parameter Bodenatmung prinzipiell als Anzeiger mikrobieller Aktivitäten und ökotoxischer Wirkungen der Kontamination am Standort geeignet ist, konnte eine Eignung des Parameters Dehydrogenase-Aktivität nicht nachgewiesen werden. Der Parameter potenzielle Nitrifikation schließlich ist zwar als Indikator geeignet, seine Bestimmung aber mit einem hohen Aufwand verbunden. Hier ist zwischen Nutzen und Kosten abzuwägen.

Für eine qualitative Beurteilung des Schadstoffabbaus und –rückhaltes ist die Kenntnis der am Standort herrschenden Milieubedingungen unerlässlich. Hinweise zu den relevanten Bodenparametern und physiko-chemischen Parametern gibt die vorliegende Handlungsempfehlung in den Abschnitten 4.1.3 und 4.1.4 sowie in den Tabellen des Abschnitts 4.1.6. Insbesondere der pH-Wert in den betroffenen Bodenbereichen ist von großer Bedeutung, wie im Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd gezeigt wurde. So zeigt ein pH-Wert < 5 Milieubedingungen an, unter denen der Ablauf natürlicher Abbauprozesse gehemmt ist (vgl. Tabelle 4.1.6-1). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich Milieubedingungen an einem Standort verändern können, so dass die davon betroffenen Parameter im Untersuchungszeitraum wiederholt gemessen werden sollten. Dies konnte am Beispiel des pH-Wertes, der sich während des Untersuchungszeitraumes in Richtung eines neutralen Milieus veränderte, demonstriert werden. Gründe für sich verändernde Milieubedingungen an einem Standort können (Nutzungs-) Änderungen auf der Standortfläche (z. B. Versiegelung oder Entsiegelung und damit Einfluss auf Stoffeinträge), Änderung der hydrogeologischen Verhältnisse (z. B. Schwankungen des Grundwasserspiegels, vgl. Abschnitt 4.2) und stoffliche Änderungen durch einen fortschreitenden Schadstoffabbau (z. B. Auftreten von Abbauprodukten, Verbrauch von Elektronenakzeptoren) sein.

Eine quantitative Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone ist – bedingt durch mehr oder weniger ausgeprägte Heterogenitäten der Standortgegebenheiten (Geologie, Hydrogeologie, Milieubedingungen, Schadstoffverteilung) – nur mit Einschränkungen möglich. Zur Datenerfassung sollten sowohl punktuelle als auch räumlich-integrative Probennahmen bzw. Messverfahren kommen. Während kleinräumige Heterogenitäten wie z. B. lokale Schadstoffherde (innerhalb derer die Schadstoffe in der Regel ebenfalls ungleichmäßig verteilt sind) nur durch punktuelle Beprobungsverfahren (Bodensondierungen) erfassbar sind, bilden räumlich-integrative Verfahren (Bodenluft-, Sickerwasser-, Grundwasseruntersuchungen) die Untergrundverhältnisse weiträumiger ab. Die Erfahrungen am Standort TL Schäferhof-Süd haben gezeigt, dass sich beide Ansätze ergänzen und für eine Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone benötigt werden. Sickerwasseruntersuchungen sind aufgrund der zu erwartenden technischen Schwierigkeiten und eingeschränkten Datenqualität (vgl. Abschnitt 5.4.2) allerdings nur dann als Ergänzung zu empfehlen, wenn Parameter über die Untersuchung anderer Medien nicht erfassbar sind. Einige Parameter im Sickerwasser (z. B. Konzentrationen leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe) können über Messwerte in der Bodenluft unter Berücksichtigung empirischer Verteilungskoeffizienten in guter Annäherung abgeschätzt werden [1].

Zur Quantifizierung des Schadstoffabbaus an einem Standort kann die Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen im Boden und in den potenziellen Austragsmedien (Bodenluft, Grundwasser) über einen mehrjährigen Untersuchungszeitraum, dessen Dauer einzelfallbezogen festzulegen ist, herangezogen werden. Aufgrund der zu erwartenden Heterogenitäten (insbesondere der Boden- und Schadstoffparameter) am Standort müssen die Daten jedoch statistisch abgesichert werden (vgl. Abschnitt 3.3.7). Theoretische Reaktionskinetiken 0. und 1. Ordnung, die häufig zur Beurteilung des Schadstoffabbaus berechnet werden, sind allerdings kritisch zu betrachten, insbesondere wenn der Berechnung Daten aus Bodenuntersuchungen zugrunde liegen [1]. Die zu erwartenden Abbauraten und –zeiträume können für Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone somit nur überschlägig kalkuliert werden. Der Zeitraum für eine Schadstoffabnahme ist unter anderem abhängig von der Ausgangsbelastung des Bodens. So konnte im Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd gezeigt werden, dass bei geringer Ausgangsbelastung der ungesättigten Bodenzone (< 400 mg MKW/kg) eine vollständige Schadstoffabnahme über den Untersuchungszeitraum von drei Jahren erfolgte, während in Arealen mit höheren Ausgangsbelastungen der ungesättigten Bodenzone keine oder eine weitaus geringere Schadstoffabnahme ermittelt wurde.

Zur quantitativen Beurteilung des Schadstoffrückhaltes an einem Standort lassen sich Frachten für den Schadstoffaustrag abschätzen. Die Abschätzung des Schadstoffaustrages aus der ungesättigten Bodenzone in die angrenzenden Medien Grundwasser und Luftatmosphäre kann die Grundlage für eine Bilanzierung der Prozesse (Abbau, Verflüchtigung, Auswaschung der Schadstoffe) sein.

Für die Abschätzung der Schadstofffracht, die in das Grundwasser ausgetragen wird, sind folgende Standortdaten notwendig:

- Schadstoffkonzentrationen im Anstrom, Kontaminationsherd und Abstrom des Grundwassers; in Abhängigkeit von der Beschaffenheit und Ausdehnung der

Schadstofffahne sind eine bis mehrere Messstellengruppen mit Filterstellungen in verschiedenen Tiefen erforderlich,

- Mächtigkeit des Grundwasserleiters im kontaminierten Bereich,
- Porosität des Grundwasserleiters und Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers.

Ansätze für Berechnungsgrundlagen zur Abschätzung der Schadstofffracht sind einschlägigen Literaturquellen zu entnehmen; beispielhaft sei verwiesen auf [15]. Die Zusammenhänge werden detailliert im BMBF-Förderschwerpunkt ‚Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser (Sickerwasserprognose)' untersucht.

Eine quantitative Abschätzung des Schadstoffaustrages über die Bodenluft in die Atmosphäre ist allein durch Bodenluftuntersuchungen nicht möglich, sondern erfordert spezielle Maßnahmen am Standort zur Ermittlung der Kinetik des Stoffüberganges in die Bodenluft. Folgende Methoden stehen dafür zur Verfügung:

- Absaugen der kontaminierten Bodenluft und Austausch gegen unkontaminierte Luft (durch Nachströmen der Umgebungsluft),
- Verdrängung der kontaminierten Bodenluft durch Einbringen von chemisch inertem Edelgas in die ungesättigte Bodenzone.

Die nachfolgende Gleichgewichtseinstellung kann durch Bodenluftmessungen untersucht und für die Abschätzung des Schadstoffaustrages über die Bodenluft herangezogen werden. Die Vorgehensweise ist detailliert in [16] beschrieben.

Ein Untersuchungsprogramm zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse muss nicht nur einen Status quo am Standort erfassen, sondern auch die zeitliche Dynamik der Standortgegebenheiten (hydrogeologische Verhältnisse, Milieubedingungen, Schadstoffinventar und –verteilung) berücksichtigen. Wie aus dem Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd abgeleitet werden kann, lassen sich einige Parameter erst durch die Auswertung von Zeitreihen beurteilen. So konnten die Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid sowie die schadstoffspezifischen Messgrößen in der Bodenluft erst nach Kenntnis der jahreszeitlichen Verläufe, durch den Vergleich mit Vorjahresdaten und in Relation zum jeweiligen Schadstoffinventar der untersuchten Areale beurteilt werden. Bodenluftdaten eines Einzelzeitpunktes lassen dagegen kaum Rückschlüsse auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse am Standort zu. Wiederholungsmessungen in Form von Zeitreihen sind auch für die Beurteilung von Grundwasserdaten zur Ermittlung des Schadstoffaustrages unerlässlich. Im Forschungsprojekt konnte am Beispiel von BTEX gezeigt werden, dass der Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser starken zeitlichen Schwankungen – primär bedingt durch wechselnde Grundwasserstände – unterliegt, und sich die damit verbundenen Konzentrationsänderungen der Schadstoffe im Grundwasser über lange Distanzen in Fließrichtung „wellenförmig", d. h. im Rhythmus der Grundwasserstände, ausbreiten [1].

Für die Charakterisierung des an einem Standort vorhandenen Schadstoffabbau- und -rückhaltepotenzials liegen Beurteilungsgrundlagen im Hinblick auf die gesättigte Bodenzone (Grundwasser) vor, die für den Umgang mit der ungesättigten Bodenzone zwar Hinweise liefern können, jedoch nicht übertragbar sind. In der gesättigten Bodenzone kommen z. B. Beurteilungsverfahren zur Anwendung, die auf einer summarischen Erfassung (Ranking) von Einzelbewertungen der relevanten Parameter beruhen [10]. Vor dem Hintergrund des derzeitigen noch lückenhaften Kenntnisstandes über natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ist dieses Verfahren für die i. d. R. sehr viel heterogenere und komplexere ungesättigte Bodenzone nicht anwendbar. Andere Beurteilungsverfahren für die gesättigte Bodenzone beruhen auf Checklisten mit Prüfkriterien zur Gruppierung von Standorten, auf denen die Einbeziehung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse grundsätzlich möglich, begrenzt möglich oder nicht möglich ist [5]. Die Übertragung dieser Vorgehensweise auf den Umgang mit Kontaminationen der ungesättigten Bodenzone ist wegen mangelnder Praxiserfahrungen derzeit noch nicht möglich.

Quellenverzeichnis

[1] UMWELTBUNDESAMT (2005): Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoff-abbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone, Abschlussbericht. Forschungsbericht FKZ 298 76 712/02, 163 S., Anh. http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/start.htm

[2] UMWELTBUNDESAMT (2004): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften - Literaturstudie (Teilschritt 1), Forschungsbericht FKZ 298 76 712/02, UBA-Texte 49/04, Berlin, 106 S., 31 S. Anh., ISSN 0722-186X. http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/start.htm

[3] LABO (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung - Positionspapier des Ad-hoc Unterausschusses „Natural Attenuation“ des Ständigen Ausschusses Altlasten (ALA) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Entwurf vom 09.03.2005

[4] ITVA (2004): Monitored Natural Attenuation. Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V., Berlin, ITVA-Arbeitshilfe – H1-12, Stand Dezember 2004

[5] HLUG (2004): Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA). Wiesbaden, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Handbuch Altlasten, Bd.8, T.1

[6] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation - Merkblatt Nr. 3.8/3 vom 05.11.2004, München, 17 S.

[7] BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999. Bundesgesetzblatt I, G 5702, Nr. 36, 1554-1582

[8] US-EPA, OSWER (1999): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action and Underground Storage Tank Sites. OSWER-Directive 9200, 4-17, Washington, D.C.

[9] LABO (2002): Arbeitshilfe Qualitätssicherung. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung", 471 S.

[10] WIEDEMEIER T.H., WILSON J.T., KAMPBELL D.H., MILLER R.N., HANSEN J.E. (1995): Technical protocol for implementing intrinsic remediation with long-term monitoring for natural attenuation of fuel contamination dissolved in groundwater. – Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE)/Brooks Air Force Center, Technology Transfer Division, San Antonio, Texas. 2 vol.

[11] KAMPBELL D.H. & VANDEGRIFT S. A. (1998): Analysis of dissolved methane, ethane, and ethylene in ground water by a standard gas chromatographic technique. J. Chromatogr. Sci. **36**, 253-256.

[12] BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001): Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemische Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften. 2001. Auf der Grundlage der Verwaltungsvereinbarung zwischen der Oberfinanzdirektion (OFD) Hannover und der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (BAM), aktualisierte Fassung: Februar 2001. Berlin, 42 S.

[13] DVWK (1990): DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU: Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode. Merkblätter zur Wasserwirtschaft **217**, Bonn. 12 S.

[14] BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001): Ringversuchsauswertung 7. BAM-Ringversuch „Altlasten“ . Organochlorpestizide, Polyzyklische Aromaten, Mineralölkohlenwasserstoffe, Schwermetalle und Cyanide in Boden. Berlin, 41 S.

[15] WIEDEMEYER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J., WILSON, J.T. (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. John Wiley & Sons, 617 S.

[16] BATTELLE INGENIEURTECHNIK GMBH (1995): Demonstrationsvorhaben zur *in situ*-Sanierung von kontaminierten Böden bei der Bundeswehrliegenschaft Fliegerhorst Preschen mit dem Bioventing-Verfahren. Endbericht zum Vorhaben im Rahmen des Altlastenprogrammes Ost der Bundeswehr. Battelle Ingenieurtechnik GmbH, Eschborn

[17] UMWELTBUNDESAMT (2002): Leitfaden „Biologische Verfahren zur Bodensanierung“. Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung, Förderkennzeichen 1491064. 493 S.

[18] ITVA (2003): Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten. Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V., Berlin, ITVA-Handlungsempfehlung – H 1 – 1, Stand Dezember 2003

[19] DECHEMA (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial, DECHEMA-Arbeitsgruppe „Validierung biologischer Testmethoden für Böden“, 7. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiotechnologie – Boden“ (IAK), 61 S.