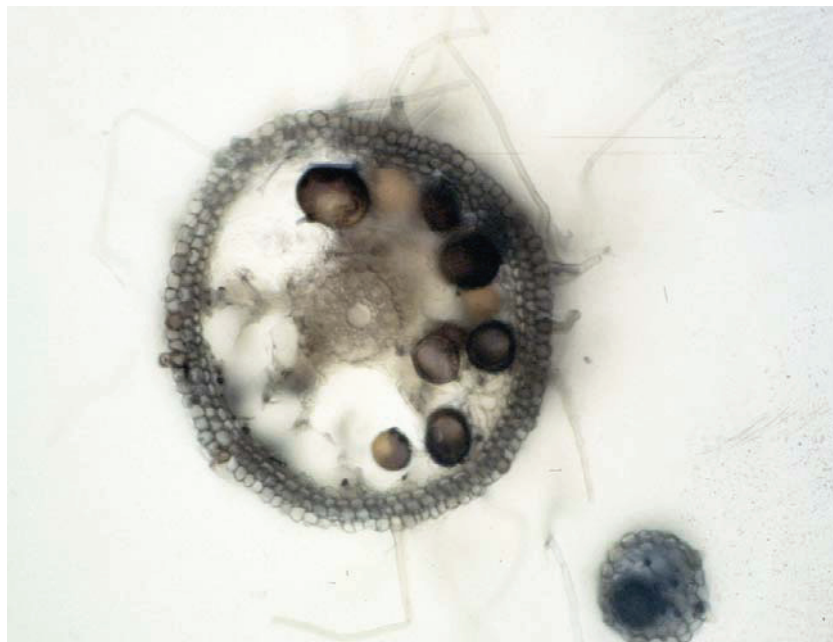


**Der Einsatz von  
mykorrhizierten Feuchtgebietspflanzen  
in Bodenfiltern  
zur Reinigung von Oberflächenabwässern**



**Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades  
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)**

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

von  
Ulrike Jakob  
Bremen, September 2010

**Gutachter:**

1. Prof. Dr. Wolfgang Heyser (Universität Bremen)
2. Prof. Dr. Hartmut Koehler (Universität Bremen)

**Titelbild:**

Querschnitt durch eine mykorrhizierte Wurzel von *Lythrum salicaria*, Frischpräparat in Agar, Färbung der Mykorrhiza mit Pelikan Schwarz

# Application of mycorrhizal wetland plants in constructed wetlands treating surface runoff

## Abstract

The use of mycorrhizal wetland plants for water treatment has received little attention until now. Use of such plants to improve the efficacy of constructed wetlands for decentralised treatment of surface runoff was studied in several pilot experiments.

Selected helophytes (wetland plants) were inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi and grown in a suitable filter substrate with pollutants of the kind that occur in surface runoff. The range of pollutants consisted of heavy metals (copper and zinc), petroleum hydrocarbons (C<sub>12</sub>, C<sub>15</sub> and C<sub>20</sub>), two monoaromatics (toluene and cyclohexane), the fuel additive MTBE, two PAHs (acenaphthene, phenanthrene) and the herbicide 2,4-D. The effect of de-icing salt was also investigated. Extensive investigations were carried out with purple loosestrife (*Lythrum salicaria*).

Experimental data showed that the planting contributed significantly to improving the efficacy of treatment. A negative influence on plant vigour and the percentage of root colonisation of loosestrife was only demonstrated for the heavy metals and salt. Mycorrhiza increased the resistance of the plants and reduced the uptake of heavy metals in the parts of the plant above ground. Copper was only transferred to other soil layers to a small extent, and this was further reduced by planting. In studies on the depletion of petroleum hydrocarbons and PAHs, no differences were found between mycorrhizal and non-mycorrhizal variants. However, planting had a positive effect on the depletion of petroleum hydrocarbons. At the same time, the mycorrhiza improved plant vigour by an increase in nutrient uptake and facilitated the formation of biomass. Waterlogging did not inhibit mycorrhizal colonisation.

Although the retention capacity of mycorrhizal fungi for heavy metals and the influence of mycorrhization on the depletion of organic pollutants could not be fully elucidated in this work, the use of mycorrhizal wetland plants to improve the cleaning capacity of constructed wetlands is recommended because of their positive effect on plant vigour and biomass formation.

## Kurzfassung

Die Förderung der Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern zur dezentralen Behandlung von Oberflächenabwässern durch den Einsatz bislang kaum zur Wasserreinigung verwendeter mykorrhizierter Feuchtgebietspflanzen wurde in verschiedenen Experimenten im Labormaßstab untersucht.

Dazu wurden ausgewählte Helophyten (Feuchtgebietspflanzen) mit arbuskulären Mykorrhizapilzen inokuliert und in einem geeignetem Filtersubstrat mit Schadstoffen, wie sie in Oberflächenabwässern vorkommen, dotiert. Das Spektrum umfasste Schwermetalle (Kupfer und Zink), MKW (C<sub>12</sub>, C<sub>15</sub> und C<sub>20</sub>), zwei Monoaromate (Toluol und Cyclohexan), das Kraftstoffadditiv MtBE, zwei PAK (Acenaphthen, Phenanthren) und 2,4-D als Herbizidwirkstoff. Zusätzlich wurde der Einfluss von Tausalzen untersucht. Umfassende Untersuchungen wurden mit Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) durchgeführt.

Die Bepflanzung stellte in den Experimenten einen wesentlichen Faktor zur Verbesserung der Reinigungsleistung dar. Ein negativer Einfluss auf die Pflanzenvitalität und die Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich wurde nur für die dotierten Schwermetalle und Natriumchlorid nachgewiesen. Die Mykorrhiza erhöhte die Widerstandsfähigkeit der Pflanzen und verringerte die Aufnahme von Schwermetallen in die oberirdischen Pflanzenteile. Eine Verlagerung von Kupfer im Boden wurde nur in geringem Maße festgestellt und durch eine Bepflanzung weiter eingeschränkt. Bei Untersuchungen zum Abbau von MKW und PAK konnten keine Unterschiede zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten nachgewiesen werden. Die Bepflanzung beeinflusste aber den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen positiv. Gleichzeitig verbesserte die Mykorrhiza die Pflanzenvitalität durch eine gesteigerte Nährstoffaufnahme und förderte die Biomassebildung. Staunässe führte im Experiment nicht zu einer Hemmung der Mykorrhizierung.

Obwohl das Retentionsvermögen der Mykorrhizapilze für Schwermetalle und der Einfluss der Mykorrhizierung auf den Abbau organischer Schadstoffe im Rahmen dieser Arbeit nicht vollständig aufgeklärt werden konnten, wird aufgrund der positiven Wirkung auf die Pflanzenvitalität und die Biomassebildung der Einsatz mykorrhizierter Feuchtgebietspflanzen zur Verbesserung der Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern empfohlen.



---

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abstract</b>	<b>2</b>
<b>Kurzfassung</b>	<b>3</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>11</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>13</b>
1.1 Allgemeine Einführung	13
1.2 Arbuskuläre Mykorrhiza und Feuchtgebietspflanzen	13
1.3 Anlagen zur Behandlung von Oberflächenabwässern	16
1.3.1 Funktionsweise bepflanzter Bodenfilter	18
1.3.2 Schadstoffe in Oberflächenabwässern	19
1.3.3 Rückhalt und Abbau von Schadstoffen in bepflanzten Bodenfiltern	23
1.3.3.1 Allgemeine Prozesse	23
1.3.3.2 Sorption und Abbau von Rückständen aus Kraftstoffen	23
1.3.3.3 Retention von Schwermetallen	24
1.3.3.4 Einfluss von Tausalzen	27
1.3.3.5 Abbau von Herbiziden	27
1.4 Problematik und Fragestellung	28
<b>2 Material und Methoden</b>	<b>31</b>
2.1 Substrat	31
2.1.1 Anzuchtsubstrat	31
2.1.2 Dämpfen des Substrates	31
2.2 Pflanzenauswahl	32
2.3 Mykorrhizapilze	34
2.4 Chemikalien und Geräte	34
2.4.1 verwendete Chemikalien	34
2.4.2 verwendetes spezielles Laborgerät	35
2.4.3 Sonstige verwendete Materialien	35

<b>2.5</b>	<b>Methoden</b>	<b>35</b>
2.5.1	Bestimmung der koloniebildenden Einheiten (KBE), „Lebendkeimzahlbestimmung“	35
2.5.2	Probennahme	36
2.5.2.1	Probennahme von Wurzeln für Untersuchungen der Mykorrhizierungsgrade	36
2.5.2.2	Ernte des Wurzelwerks für Biomassebestimmung im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	37
2.5.2.3	Probennahme von Bodenproben aus Töpfen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	37
2.5.2.4	Probennahme von Bodenproben aus Säulen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	38
2.5.2.5	Probennahme von Sickerwasser im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	39
2.5.3	Pflanzenaufzucht und Inokulation	40
2.5.3.1	Versuchspflanzen für Vorversuche	40
2.5.3.2	Aufzucht von Versuchspflanzen für das Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	40
2.5.3.3	Versuchspflanzen für das Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	41
2.5.4	Kontrolle der Pflanzenvitalität	41
2.5.5	Bestimmung der Wurzelbiomasse	42
2.5.6	Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade	42
2.5.6.1	Tintefärbung von Wurzeln zur Untersuchung der Mykorrhizierungsgrade	42
2.5.6.2	Auswertungsverfahren für Mykorrhizierungsgrade	43
2.5.7	Dotierung	44
2.5.7.1	Aufbringen von Dotierlösungen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	45
2.5.7.1.1	Vortest der Dotierung	45
2.5.7.2	Aufbringen von Dotiersand und Lösungen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	46
2.5.7.3	Dotierung mit Natriumchlorid	46
2.5.7.4	Dotierung im Experiment zur Beobachtung der Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von <i>Lythrum salicaria</i>	47
2.5.8	MKW/PAK-Analytik	47
2.5.8.1	Extraktion und Analyse von Bodenproben	48
2.5.8.2	Headspace- GC- Analyse	48
2.5.8.3	Extraktion und Analyse von Sickerwasserproben	49

---

2.5.9	Schwermetallanalytik	49
2.5.9.1	Extraktion von Bodenproben für Schwermetallanalytik	49
2.5.9.2	Aufbereitung von Wasserproben für Schwermetallanalytik	50
2.5.9.3	Analyse von Kupfer mit Atomabsorptionsspektrometrie GF-AAS	50
2.5.9.4	Analyse von Schwermetallgehalten in oberirdischen Pflanzenteilen von <i>Lythrum salicaria</i>	50
2.5.10	Bestimmung der Leitfähigkeit in Boden und Sickerwasser	51
2.5.11	Bestimmung von pH-Werten in Boden und Sickerwasser	51
2.5.12	Bestimmung der Trockengewichte von Boden	51
2.5.13	Datenauswertung	51
<b>2.6</b>	<b>Versuchsdesign</b>	<b>52</b>
2.6.1	Vorversuch	52
2.6.2	Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	53
2.6.2.1	Versuchsaufbau des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten	53
2.6.2.2	Dotierungs- Vortest für das Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	55
2.6.3	Aufnahme von Schwermetallen in die Sprossachse von <i>Lythrum salicaria</i>	55
2.6.4	Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	55
2.6.4.1	Versuche in Töpfen	56
2.6.4.1.1	Vortest der NaCl- Dotierung mit <i>Lythrum salicaria</i>	57
2.6.4.1.2	Vortest der Schwermetalldotierung mit <i>Lythrum salicaria</i>	58
2.6.4.2	Versuche in Bodensäulen	58
2.6.5	Mykorrhizierung von <i>Lythrum salicaria</i> unter Staunässe	59
2.6.6	Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von <i>Lythrum salicaria</i>	59
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>60</b>
3.1	Vorversuch	60
3.1.1	Überprüfung des Auswertungsverfahrens zur Untersuchung der Mykorrhizierungsgrade	60
3.1.2	Mykorrhizierungsgrade der Testpflanzen im Vorversuch	61



<b>3.2</b>	<b>Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten</b>	<b>62</b>
3.2.1	Vitalität der Versuchspflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	62
3.2.1.1	Vitalität von <i>Filipendula ulmaria</i> , Mädesüß	63
3.2.1.2	Vitalität von <i>Phragmites australis</i> , Schilf	63
3.2.1.3	Vitalität von <i>Lythrum salicaria</i> , Blutweiderich	64
3.2.1.3.1	Vitalität im Dotierungs- Vortest	64
3.2.1.3.2	Vitalität im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	64
3.2.2	Mykorrhizierungsgrade der Versuchspflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten	69
3.2.2.1	Mykorrhizierungsgrade von <i>Filipendula ulmaria</i> , Mädesüß	69
3.2.2.2	Mykorrhizierungsgrade von <i>Phragmites australis</i> , Schilf	70
3.2.2.3	Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> , Blutweiderich	71
3.2.3	Dauer der Etablierungszeit der Mykorrhiza der Versuchspflanzen	74
3.2.4	Dauer der Mykorrhizierungszeit der Versuchspflanzen	76
<b>3.3</b>	<b>Aufnahme von Schwermetallen in die Sprossachse von <i>Lythrum salicaria</i></b>	<b>77</b>
<b>3.4</b>	<b>Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen</b>	<b>78</b>
3.4.1	Vitalität von <i>Lythrum salicaria</i> im Vortest der NaCl- Dotierung	78
3.4.2	Vitalität von <i>Lythrum salicaria</i> im Vortest der Schwermetalldotierung	79
3.4.3	Überprüfung der Bodendämpfung des Substrates	79
3.4.4	Pflanzenvitalität von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	80
3.4.5	Wurzelbiomasse von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	82
3.4.6	Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	84
3.4.7	MKW/PAK-Gehalte von Boden- und Wasserproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	86
3.4.7.1	MKW/PAK-Gehalte von Bodenproben aus Töpfen	88
3.4.7.2	MKW/PAK-Gehalte von Bodenproben aus Bodensäulen	93
3.4.7.3	MKW/PAK-Konzentrationen von Sickerwasserproben aus Töpfen und Bodensäulen	94
3.4.8	Schwermetallgehalte von Boden- und Wasserproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	95
3.4.8.1	Kupfergehalte von Bodenproben aus Töpfen	95
3.4.8.2	Kupfergehalte von Bodenproben aus Versuchssäulen	97
3.4.8.3	Kupferkonzentrationen von Sickerwasserproben aus Töpfen und Säulen	99
3.4.9	Wasserdurchfluss und Transpirationsraten von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	102

---

3.4.10	Leitfähigkeit von Boden- und Wasserproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	103
3.4.10.1	Leitfähigkeit von Bodenproben aus Töpfen	103
3.4.10.2	Leitfähigkeit von Sickerwasserproben aus Töpfen und Säulen	105
3.4.11	Messung verschiedener Begleitparameter im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	107
3.4.11.1	pH-Werte von Bodenproben aus Töpfen	107
3.4.11.2	pH-Werte von Sickerwasserproben aus Töpfen und Säulen	109
3.4.11.3	Organoleptische Beurteilung des Sickerwassers	110
3.4.11.4	Trockengewichte von Bodenproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	112
<b>3.5</b>	<b>Mykorrhizierung von <i>Lythrum salicaria</i> unter Staunässe</b>	<b>113</b>
3.5.1	Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> unter Staunässe	113
3.5.2	Wurzelbiomasse von <i>Lythrum salicaria</i> unter Staunässe	114
<b>3.6</b>	<b>Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von <i>Lythrum salicaria</i></b>	<b>115</b>
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	<b>119</b>
<b>4.1</b>	<b>Methodenkritik</b>	<b>119</b>
4.1.1	Vorbemerkung	119
4.1.2	Der Mykorrhizierungsgrad als Messgröße	119
4.1.3	Dotierung, Analytik und Auswertung der MKW und PAK	121
4.1.4	Extraktion und Auswahl der Schwermetalle	122
4.1.4.1	Extraktion von Kupfer aus Bodenproben	122
4.1.4.2	Auswahl der Schwermetalle	123
<b>4.2</b>	<b>Eignung der ausgewählten Feuchtgebietspflanzen</b>	<b>124</b>
<b>4.3</b>	<b>Mykorrhizierung von Feuchtgebietspflanzen in Bodenfiltern</b>	<b>127</b>
4.3.1	Dauer des Mykorrhizierungsvorganges von Feuchtgebietspflanzen	127
4.3.2	Auswirkung des Etablierungszeitraumes auf Mykorrhizierungsgrade	127
4.3.3	Einfluss der Mykorrhizierung auf Vitalität und Schadstofftoleranz von Blutweiderich	128

<b>4.4</b>	<b>Einfluss von Schadstoffen auf Mykorrhizierungsgrade und Vitalität der untersuchten Arten</b>	<b>130</b>
4.4.1	Vorbemerkung	130
4.4.2	Einfluss der dotierten Schadstoffe in Kombination	130
4.4.3	Einfluss von Schwermetallen	131
4.4.4	Einfluss von MKW/PAK	133
4.4.5	Einfluss des Herbizids	135
<b>4.5</b>	<b>Auswirkung von Staunässe auf <i>Lythrum salicaria</i></b>	<b>136</b>
<b>4.6</b>	<b>Abbau organischer Schadstoffe in bepflanzten Bodenfiltern</b>	<b>138</b>
4.6.1	Abbau und Verlagerung von MKW und PAK im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen	138
4.6.2	Förderung des Abbaus organischer Schadstoffe durch den Einsatz mykorrhizierter Pflanzen	141
<b>4.7</b>	<b>Retention von Schwermetallen in bepflanzten Bodenfiltern</b>	<b>144</b>
4.7.1	Aufnahme von Schwermetallen in mykorrhizierte Pflanzen	144
4.7.2	Retention von Schwermetallen in Bodenfiltern durch den Einsatz mykorrhizierter Pflanzen	149
<b>4.8</b>	<b>Einfluss von Tausalzeinwaschungen in Bodenfilter</b>	<b>154</b>
4.8.1	Auswirkungen von Salz auf Boden und Pflanze	154
4.8.2	Wirkung von Salz auf Schadstoffabbau oder Retention von Schwermetallen	157
<b>4.9</b>	<b>Rolle der Bepflanzung von Bodenfiltern</b>	<b>158</b>
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>160</b>
<b>6</b>	<b>Ausblick</b>	<b>162</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>164</b>
<b>8</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>175</b>
<b>9</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>180</b>
<b>10</b>	<b>Anhang</b>	<b>183</b>
	<b>Danksagung</b>	<b>207</b>

## Abkürzungsverzeichnis

°C	Grad Celsius
μ	Mikro-
a	Jahr
AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
AM	arbuskuläre Mykorrhiza
AMP	arbuskuläre Mykorrhizapilze
anorg.	anorganisch
bidest.	bidestillata (bidestilliert)
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
d	Tag
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organische gebundener Kohlenstoff)
E	Extinktion
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
ERM	Extraradikales Mycel
FG	Frischgewicht
g	Gramm
GC	Gaschromatographie
GC-MS	Gaschromatographie - Massenspektrometrie
H	Herbizid (Versuchsansatz)
h	Stunde
k.A.	keine Angabe
KBE	Koloniebildende Einheiten
KW	Kalenderwoche
l	Liter
max.	maximal
mg	Milligramm
min.	minimal
Min.	Minute
Mix	alle Schadstoffe zusammen (Versuchsansatz)
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
myk.	mykorrhiziert
n	Stichprobenumfang
Na-EDTA	Natrium-Ethylendiamintetraessigsäure
nicht-myk.	nicht-mykorrhiziert
NK/FEP	Naturkautschuk/Perfluorethylenpropylen (Teflon)
nm	Nanometer (Wellenlänge)
org.	organisch
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PE	Polyethylen
PTFE	Polytetrafluorethylen (Teflon)
S.	Seite
SM	Schwermetalle (Versuchsansatz)
TOC	Total Organic Carbon (Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
WEK	entmineralisiertes Wasser



# 1 Einleitung

## 1.1 Allgemeine Einführung

Die Ökosysteme der Erde besitzen ein natürliches Selbstreinigungspotential und können durch biologische Abbauprozesse Störungen in einem gewissen Umfang ausgleichen. Eine der weit verbreitetsten Nutzungen von solchen natürlichen Abbauprozessen durch Mikroorganismen stellt die biologische Stufe der Abwasserbehandlung in Kläranlagen dar. In langsam fließenden Gewässern trägt der bewachsene Ufersaum wesentlich zur Reinigung des Wassers bei, in dem der Schilfgürtel (Röhricht) wie eine natürliche Kläranlage wirkt. Dieses Potential findet Anwendung in sogenannten Pflanzenkläranlagen, die häusliche Abwässer von organischen Belastungen reinigen. Doch gibt es durch wachsende Bebauung und Versiegelung von Flächen auch zunehmend Abwässer, die mit zahlreichen Schadstoffen belastet sind. Da solche Abflüsse z.B. von Straßen und Parkplätzen bei Regenfällen zu einer Mehrbelastung von Kläranlagen führen, wird zur Förderung der Grundwasserneubildung verstärkt auf die Versickerung solcher Wassermengen gesetzt. Damit darin enthaltene Schadstoffe nicht zu einer Verschmutzung des Grundwassers führen, kommen Bodenfilteranlagen zum Einsatz. Die Bepflanzung solcher Bodenfilter trägt maßgeblich zu ihrer Funktion und Reinigungsleistung bei, weshalb die Auswahl geeigneter Feuchtgebietspflanzen eine Möglichkeit zur Optimierung des Systems bietet. Die Unterstützung der Reinigungsleistung durch eine Symbiose von Pilzen und Pflanzen, der Mykorrhiza, wird in dieser Arbeit beschrieben.

Die vorliegende Arbeit ist thematisch angelehnt an das abgeschlossene Drittmittelprojekt der Universität Bremen „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“. Es wird derzeit weitergeführt als „Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer“ in Kooperation mit der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg (BSU). Die Auswahl von Pflanzenarten, Filtersubstrat, Inokulum und dotierten Schadstoffen orientierte sich zur Vergleichbarkeit von Ergebnissen an diesem Forschungsprojekt.

## 1.2 Arbuskuläre Mykorrhiza und Feuchtgebietspflanzen

Feuchtgebiete sind Übergangszonen (Ökotone) zwischen rein terrestrischen und rein aquatischen Ökosystemen mit einer an Überflutung angepassten Vegetation. Sie umfassen Feuchtwiesen und wechselfeuchte Flächen, Marschen, Auen und Sümpfe, sowie die Uferzone, das sogenannte Litoral. Wasser ist in diesen Gebieten zumindest eine gewisse Zeit im Jahr vorhanden, aber Tiefe und Dauer der Überflutung können stark variieren (WISSING & HOFMANN 2002), so dass angepasste Pflanzen eine breite Toleranz gegenüber wechselnden Feuchtezuständen benötigen. Feuchtgebiete reinigen Oberflächenwasser, fördern die Neubildung von Grundwasser und sind Lebensraum vieler Pflanzen- und Tierarten, um nur einige Eigenschaften zu nennen. Es liegt nahe, Pflanzen dieser Ökotone in Bodenfiltern einzusetzen, da auch hier wechselfeuchte Bedingungen vorherrschen und die Reinigungsleistung des Ökosystems genutzt werden soll. Der bekannteste Vertreter von Pflanzenarten aus Feuchtgebieten ist sicherlich das Schilf (*Phragmites australis*), das auch namensgebend für die Pflanzengesellschaft Röhricht (*Phragmitetea australis*) ist (POTT 1995). Weitere zur Wasserreinigung einzusetzende Helophyten (Sumpfpflanzen), sind zum Beispiel: *Arundo donax* (Spanisches Riesenschilf), *Acorus calamus* (Kalmus), *Carex spec.* (Seggen), *Eupatorium cannabinum* (Wasserdost), *Filipendula ulmaria* (Mädesüß), *Glyceria spec.*

(Schwaden), *Iris pseudacorus* (Sumpf-Schwertlilie), *Juncus spec.* (Binsen), *Lythrum salicaria* (Blutweiderich), *Lysimachia vulgaris* (Gilbweiderich), *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras), *Schoenoplectus spec.* (Teichbinse), und *Thypha latifolia* (Rohrkolben) (WISSING & HOFMANN 2002).

Zahlreiche Arten auf feuchten und wechselfeuchten Standorten leben in Symbiose mit Pilzen, der Mykorrhiza. Zur Ausbildung einer Mykorrhiza kommt es, wenn geeignete Pilzsporen im Boden in Anwesenheit von Wurzeln auskeimen und der Pilzpartner die Wurzeln der Pflanzen besiedelt. Durch sein feines und weit im Boden ausgebreitetes Mycel ist der Pilz in der Lage, in größerem Umfang Wasser und Nährstoffe aufzunehmen, als es die Pflanzenwurzeln alleine bewerkstelligen könnten. Als „Gegenleistung“ versorgt die Pflanze den heterotrophen Pilz mit Photosyntheseprodukten wie Kohlenhydraten, vor allem Hexose-Zuckern.

Die Form der Symbiose kann verschiedener Art sein, übergreifend unterscheidet man zwischen zwei Typen:

1. **Ektomykorrhiza:** die Pilzhyphen umgeben die Wurzelspitzen in einem dichten Geflecht, dem sogenannten Hyphenmantel (engl. *mantle hyphae*) und wachsen auch zwischen die Rindenzellen der Wurzel ein (interzelluläre Besiedelung), wo sie ein Netz aus Hyphen (Hartig'sches Netz, engl. *Hartig net*) bilden. Der Austausch von Stoffen erfolgt über die Zellwände und Membrane von Rindenzellen und Hyphen. Dieser Typ kommt häufig bei Bäumen der gemäßigten Breiten vor (WERNER 1987).
2. **Endomykorrhiza:** die Pilzhyphen bilden hier keinen Mantel, sondern durchdringen die Zellwände und wachsen in die Wurzelrindenzellen ein (intrazelluläre Besiedelung). Es bleibt jedoch stets eine pflanzliche Membran um alle pilzlichen Strukturen bestehen („periarkuskuläre Membran“ STRACK et al. 2001), der Stoffaustausch ist gegenüber der Ektomykorrhiza erleichtert. Dieser Typ kommt vor allem bei krautigen Pflanzen und Bäumen der Tropen vor (WERNER 1987).

Eine Endomykorrhiza selbst kommt in verschiedenen Ausprägungen vor. Die weitverbreitetste ist hierbei die arbuskuläre Mykorrhiza (AM). Der Pilz bildet in den Rindenzellen bäumchenartige, verzweigte Strukturen aus, die sogenannten Arbuskel (engl. *arbuscle*). Über diese Vervielfältigungen der Kontaktfläche zwischen Pflanze und Pilz erfolgt der Stoffaustausch. Bei den meisten arbuskulären Mykorrhizen bildet der Pilz in der Wurzel außerdem Reservestoffspeicher, die sogenannten Vesikel (engl. *vesicle*) (siehe Abbildung 1 und Bild 1). Die arbuskuläre Mykorrhiza ist häufig bei krautigen Pflanzen anzutreffen (WERNER 1987). Arbuskuläre Mykorrhizen können verschiedene Ausprägungsformen annehmen wie z.B. *Linear VAM* und *Coiling VAM* (BRUNDRETT 2008), auf die hier aber nicht näher eingegangen werden soll.

Weitere Typen von Endomykorrhizen sind die erikoide Mykorrhiza (häufig bei *Ericaceae* vorkommend), die arbutoide oder Ektendo-Mykorrhiza und die Orchideenmykorrhiza (WERNER 1987).

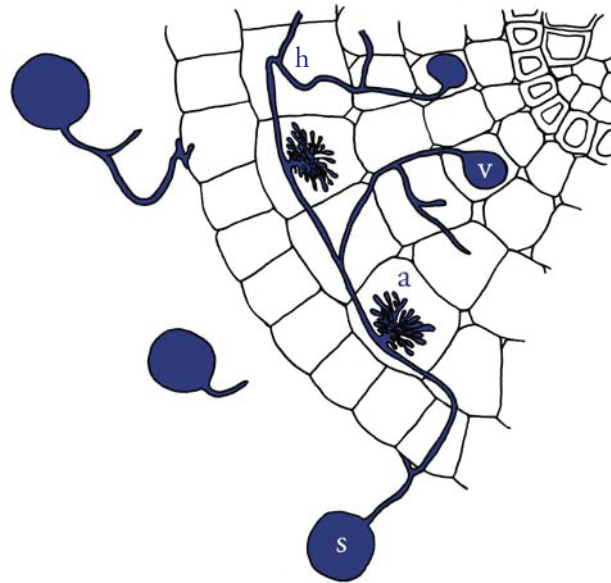


Abbildung 1: Schema arbuskulärer Mykorrhiza im Querschnitt einer Pflanzenwurzel. a = Arbuskel, v = Vesikel, h = Hyphe, s = Spore, oben links gekeimte Spore mit Appressorium.

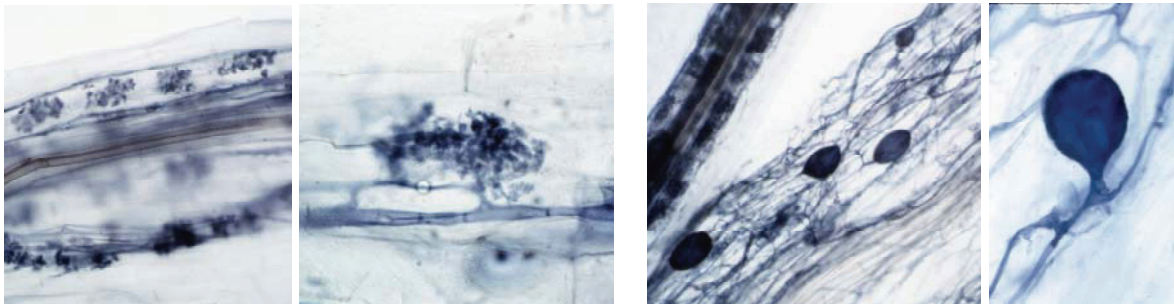


Bild 1: Detailfotos lichtmikroskopischer Aufnahmen von Arbuskeln (rechts) und Vesikeln (links) in mit Tinte gefärbten Wurzeln von *Lythrum salicaria*. Die Größe einzelner Arbuskel und Vesikel beträgt ungefähr 50  $\mu\text{m}$ .

Die Mykorrhizierung spielt für die Ökologie von Sumpfpflanzen eine wichtige Rolle (ENTRY et al. 2002). Nahm man früher an, dass in der gesättigten Wasserzone oder überfluteten Böden eine Mykorrhiza unterdrückt wird, hat sich mittlerweile herausgestellt, dass die Faktoren, welche die Ausbildung der Symbiose beeinflussen, weitaus komplexer zusammenhängen, als erste Untersuchungen vermuten ließen (BOHRER et al. 2004).

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass die Ausbildung und Besiedelungsintensität einer Mykorrhiza abhängig ist von

- der Pflanzenart
- dem Entwicklungsstadium der Pflanze
- dem Vorkommen von Sporen des geeigneten Symbiosepartners im Boden
- dem Phosphatgehalt des Bodens
- der Bodenfeuchte (Bodenwassergehalt)
- der Überflutung des Standortes.

Die Intensität der Besiedelung, also die messbare Kolonisation von Wurzelabschnitten mit Mykorrhizapilzen (Mykorrhizierungsgrad) ist vor allem aber saisonalen Schwankungen unter-



worfen, die stark mit dem jeweiligen Entwicklungszustand des Pflanzenpartners zusammenhängen. So ist der Besiedelungsgrad und die Ausprägung zahlreicher Arbuskel zu Zeiten von vermehrtem Wurzelwachstum im Frühjahr und Herbst stärker (WERNER 1987). Weiterhin sind Blüte und Samenreife Stadien der Pflanzengenese, in denen verstärkt Nährstoffe benötigt werden und die Besiedelung gesteigert wird (vgl. BOHRER et al. 2004).

BOHRER und Mitarbeiter (2004) kommen in ihrer Untersuchung zu der Hypothese, dass die Kolonisation durch Überflutung nicht limitiert wird und saisonale Trends ausgeprägt als Schwankungen in den Besiedelungsgraden andere Einflussgrößen überdecken. Voraussetzung hierbei ist allerdings, dass eine Mykorrhiza überhaupt gebildet werden kann und nicht das Fehlen geeigneter Symbiosepartner oder absoluter Phosphatmangel im Boden die Symbiose grundsätzlich unterdrücken.

### 1.3 Anlagen zur Behandlung von Oberflächenabwässern

In den nördlichen Bundesländern Deutschlands herrscht die Entwässerung über eine Trennkanalisation vor, bei der Schmutz- und Regenwasser in getrennten Kanälen abgeleitet wird. Der Vorteil des aufwendigeren Trennsystems ist die Entlastung von Kläranlagen. Vermieden wird außerdem eine Gewässerverschmutzung durch die Abgabe von verdünntem Mischwasser aus Regenüberlaufbecken der Mischkanalisation, welche bei Extremregenereignissen überlastet werden und in benachbarte Vorfluter entwässern müssen. Während im Trennsystem Schmutzwasser aus Haushalten und Gewerbe in kommunalen Kläranlagen gereinigt wird, gelangt das Regenwasser teils ungeklärt in die lokalen Gewässer (UMWELTBUNDESAMT 2001), weil davon ausgegangen wird, dass die Einleitung von nur gering verschmutztem Niederschlagswasser unbedenklich für die Gewässer ist (SOMMER & POST 2009). Statt dessen trägt dieser Verschmutzungspfad durch die zunehmende Verkehrsentwicklung jedoch gegenwärtig stark zur Gewässerbelastung in Deutschland bei (SOMMER & POST 2009). Abhilfe kann hier die Entwässerung nach dem modifizierten Trennsystem (siehe Abbildung 2) schaffen, denn die Behandlung von aus Trennsystemen anfallenden Niederschlagswasser von Verkehrsflächen ist aufgrund der mitgeführten Schadstoffe zunehmend notwendig. Nach Definition der DIN 4045 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG 2003) wird Regenwasser, welches sich in Wohn- bzw. Industriegebieten oder von Straßen ansammelt, zu **Oberflächenabwasser** („von der Oberfläche von Gebäuden, Bauwerken oder dem Erdboden abfließendes Wasser“), das nun mit verschiedenen Schadstoffen belastet sein kann. Das modifizierte Trennsystem sieht vor, das behandlungsbedürftige Regenwasser (im Idealfall kostengünstig) zu filtern und/oder zu reinigen und anschließend zu versickern oder abzuleiten.

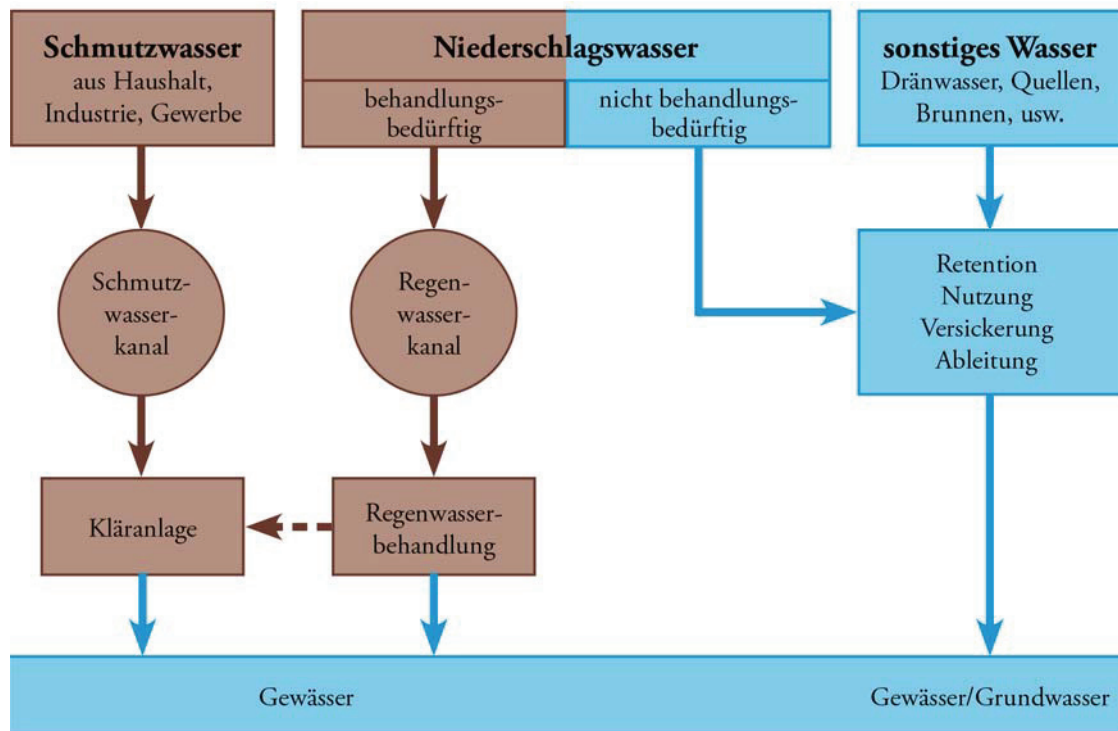


Abbildung 2: Schematische Darstellung einer Entwässerung im modifizierten Trennsystem, verändert nach ATV (1996).

Um solche Abwässer dezentral zu behandeln gibt es verschiedene Systeme. Diese können nach ihrem Reinigungsziel in mechanische Filter und Bodenfilter unterschieden werden. Mechanische Filter bestehen zumeist aus Kiessand oder Kies, sind unbepflanzt und dienen zur Abtrennung partikulärer Stoffe. Bodenfilter beinhalten Lehmboden oder Sand, können bepflanzt oder unbepflanzt sein und dienen der Abtrennung partikulärer Feststoffe und dem Abbau gelöster Stoffe (LFU 2002). Hierbei werden wie bei der natürlichen Versickerung durch einen belebten Boden organische Schadstoffe, wie sie beispielsweise in Rückständen von Kraftstoffen oder in Pestiziden enthalten sind, mikrobiell abgebaut oder zerfallen. Anorganische Schadstoffe wie Schwermetalle werden zurückgehalten, indem sie an Bodenpartikel adsorbieren. Die natürliche Filterleistung von Böden, bei der suspendierte Schmutz- und Schadstoffpartikel mechanisch gebunden werden (SCHEFFER 2002), macht man sich in konstruierten Systemen zu Nutze, um verschmutzte Abflüsse von versiegelten Oberflächen (wie z.B. Autobahnen oder Parkplätzen) über die Passage durch einen Boden zu filtern. Zusätzlich werden die Abflüsse in Bodenfiltern biologisch gereinigt, wobei Stoffe im belebten Boden mikrobiell umgesetzt werden.

Anlagen zur Regenwasserbehandlung können auch nach ihrer Funktions- und Konstruktionsweise eingeteilt werden, wobei Reinigungsprinzipien kombiniert werden. Einige häufige Systeme werden im Folgenden kurz vorgestellt:

Eine **Flächenversickerung** findet in der Regel über einen belebten Oberboden wie z.B. eine Rasenfläche ohne Aufstau oder Speicherung statt (BSU 2006). Oft von Nachteil ist hier der hohe Flächenbedarf. Bei einer **Muldenversickerung** wird das Regenwasser in eine flache Mulde geleitet und dort mechanisch gereinigt und/oder über einen Boden in den Untergrund versickert. Eine kurzfristige Speicherung ist dadurch möglich und der Flächenbedarf ist geringer als bei der reinen Flächenversickerung. Eine weitere Version ist die **Rigolenversickerung**, bei der Regenwasser in einem unterirdischen Speicherkörper aus Kies, Schotter oder Kunststoff (der Rigole)

gespeichert und zeitverzögert in den Untergrund versickert wird (BSU 2006). Möglich sind auch Kombinationen aus Mulden- und Rigolenversickerung oder die Rohr-Rigolenversickerung, bei der das Wasser zusätzlich über Dränrohre unterirdisch verteilt wird.

Andere Methoden zur Versickerung sind die **Schachtversickerung** (hier wird das Wasser aus einem Sammelschacht über dessen offene Sohle und perforierte Seitenwände in den Boden abgegeben) und die **Teichversickerung**, bei der Regenwasser in einem von unten abgedichteten Teich über die durchlässigen Böschungen versickert wird.

Soll Regen- oder Abflusswasser nicht nur versickert und gefiltert, sondern auch möglichst weitgehend biologisch gereinigt werden, so sind **bepflanzte Bodenfilter** mit geringem Flächenbedarf bei großer Anschlussfläche vorteilhaft. Die Durchströmung des Filtermaterials kann in Bodenfiltern horizontal oder vertikal erfolgen.

### 1.3.1 Funktionsweise bepflanztter Bodenfilter

Ein „Bodenfilter“ ist per Definition nach LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU 2002) bepflanzt und eine „Filteranlage zur mechanisch-biologischen Mischwasserreinigung durch Abtrennung partikulärer Stoffe und biologischem Abbau gelöster Stoffe“. Im Gegensatz zu einem unbepflanztem Filter („mechanischer Filter“) wird das durchströmende Wasser in einem bepflanzt Filter nicht nur hauptsächlich mechanisch, sondern auch im Wesentlichen biologisch gereinigt.

Bodenfilter zur Versickerung von Oberflächenabflüssen sind ähnlich aufgebaut wie Pflanzenkläranlagen. Sie bestehen in der Regel aus einem vorgeschalteten Absetzbecken und dem Bodenfilter mit Ableitung zum Vorfluter. Bei Straßenabwässern muss (in Deutschland) im Absetzbecken ein Leichtflüssigkeitsabscheider integriert sein, welcher auf der Oberfläche schwimmende Öle abscheidet. Im Absetzbecken wird das Regenwasser von absetzbaren Stoffen wie Sand und Schlamm vorgereinigt (auch „Retentionsbecken“). Der eigentliche Bodenfilter besteht aus einer mit Sand und Kies gefüllten Grube mit Abdichtung (Ton oder i.d.R. Folie), die horizontal oder vertikal durchströmt wird. Bepflanzt wird oft mit Schilf (*Phragmites australis*), es kommen aber auch andere Arten in Frage (siehe hierzu Kap. 1.2). Bei Vertikalfiltern (Abbildung 3) befindet sich unter dem Filter eine Drainageschicht aus Kies, und die Beschickung erfolgt über Verteilerrohre auf der Filteroberfläche. In Horizontalfiltern (Abbildung 4) findet die Ein- und Ableitung über Kieskörper an den Rändern des Filters statt. Die Einleitung des gereinigten Wassers verläuft durch einen Kontrollschacht in den jeweiligen Vorfluter.

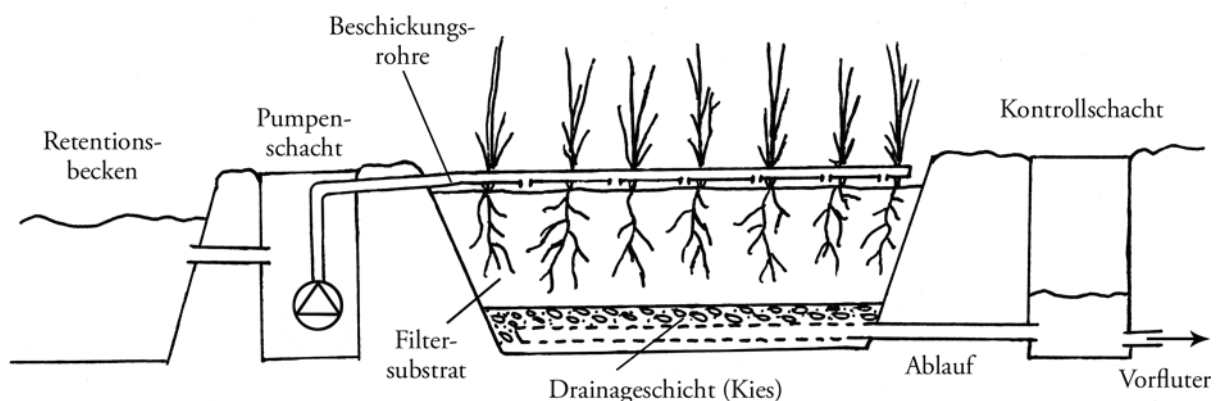


Abbildung 3: Schematischer Aufbau eines vertikal durchströmten Bodenfilters mit Retentionsbecken.

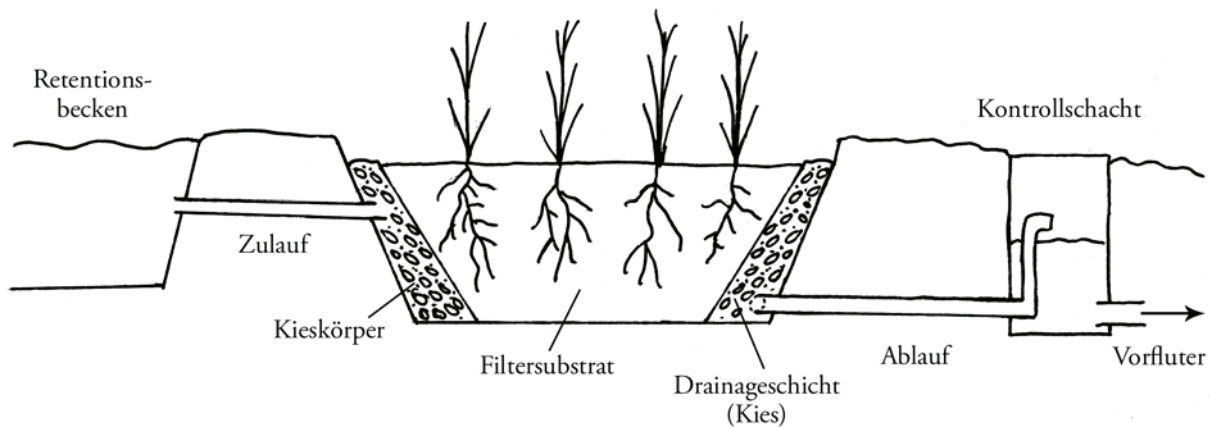


Abbildung 4: Schematischer Aufbau eines horizontal durchströmten Bodenfilters mit Retentionsbecken.

Bodenfilter können je nach Konstruktion der Anlage theoretisch von einem komplett freien Durchfluss (geringe Reinigungsleistung) bis zum kompletten Einstau (Gefahr der Überlast bei starken Regenereignissen) gefahren werden. Eine gute Reinigungsleistung und ein effektiver Durchsatz werden mit einer individuellen Regelung zwischen diesen beiden Extremen erreicht. Die Bepflanzung von Bodenfiltern dient in erster Linie dem Schutz vor Kolmation (Verstopfung der dränenden Poren) (BSU 2006) und dem Eintrag von Sauerstoff über die Wurzelsysteme geeigneter Pflanzen in die unteren Filterbereiche, wodurch anaerobe Verhältnisse vermieden werden. Zum Einsatz auf Bodenfiltern eignen sich vor allem Pflanzen, die an wechselfeuchte Standorte angepasst sind, da es durch das (hoch-)durchlässige Filtermaterial auch durchaus zu trockenen Perioden kommen kann. Um anaeroben Prozessen vorzubeugen, sollte ein Bodenfilter im Idealfall nicht unter Dauereinstau stehen. Oft wird als Bepflanzung für Versickerungsflächen einfach Rasengras genutzt; in Bodenfiltern kommen häufig Schilf (*Phragmites australis*) oder andere Vertreter der Röhrichte zum Einsatz. Durch eine gezielte Auswahl angepasster Pflanzen und den Einsatz von Mykorrhizapilzen zur Unterstützung der Pflanzenvitalität könnte die Effektivität eines solchen Pflanzen-Bodenfilters noch gesteigert werden. Jedoch gibt es bisher wenig Erfahrungen mit dem Einsatz von mykorrhizierten Pflanzen zur (Ab-)Wasserreinigung.

### 1.3.2 Schadstoffe in Oberflächenabwässern

Zahlreiche im Zuge der Industrialisierung anthropogen hergestellte Stoffe haben auf die natürliche Umwelt schädliche Wirkungen. Aber auch Elemente und Verbindungen natürlichen Ursprungs wie z.B. Schwermetalle können ab einer bestimmten Konzentration nachteilige Auswirkungen auf die Entwicklung und Fortpflanzung von Lebewesen wie Menschen, Tieren und Pflanzen haben. Diesem Effekt voran geht in der Regel die „Verschmutzung“ von Luft, Wasser und Boden mit den sogenannten Schadstoffen, indem diese sich in wirkungsvollen Mengen in den jeweiligen Medien anreichern.

Eine der Quellen, die zu Verunreinigungen von Böden und damit potentiell auch von Grundwasser führen, ist der Eintrag von gas- und staubförmigen Schadstoffen aus der Luft über Niederschläge in den Boden (nasse Deposition). Das verschmutzte Wasser kann jedoch nach der Versickerung durch einen intakten Boden als gereinigtes Wasser wieder zur Grundwasser-

erhaltung beitragen. Eine einfache Übersicht über das Verhalten von Schadstoffen im Boden gibt das Schema in Abbildung 5 wieder:

Schadstoffe im Boden können an der Oberfläche photochemisch abgebaut, durch Erosion verlagert werden oder sich – je nach Substanz – verflüchtigen. Im belebten Boden werden Schadstoffe von Mikroorganismen abgebaut oder abhängig von Stoff- und Bodenbeschaffenheit an Bodenbestandteile adsorbiert oder gefällt. Wenn sie in gelöster Form vorliegen kann es zu einer Auswaschung und damit zu einer Belastung des Grundwassers kommen, es ist jedoch auch eine Aufnahme in die Pflanzen möglich.

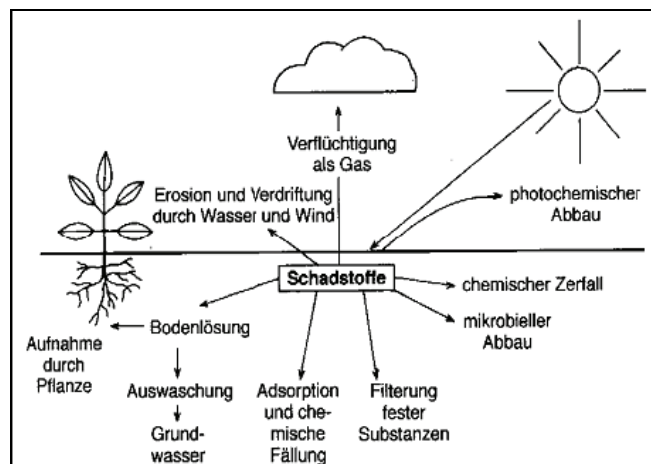


Abbildung 5: Verhalten von Schadstoffen im Boden nach JARCZYK 1972 und BRÜMMER 1978 (aus SCHEFFER 2002).

Die Zusammensetzung der Oberflächenabwässer unterschiedlichster Herkünfte wurde in mehreren Untersuchungen bestimmt. Je nachdem, ob es sich beispielsweise um Straßenabwässer (stark oder wenig befahrener Straßen), Dachabwässer oder Abwässer aus Wohngebieten oder Industriegebieten handelt, variieren die Inhaltsstoffe recht stark. Bei Niederschlägen werden zusätzlich auch Stoffe aus der Atmosphäre gewaschen, die lokal oder global emittiert und gebunden an Partikel (Stäube) weiter verbreitet wurden, so dass zusätzliche, eventuell sogar „ortsfremde“ Belastungen der Abwässer hinzukommen können.

Die am häufigsten vorkommenden bzw. gemessenen Schadstoffe sind verschiedene Schwermetalle, Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Chloride, Polychlorierte Biphenyle (PCB), sowie Stickstoff- und Phosphorverbindungen (BOLLER & MOTTIER 1998, KASTING et al. 2001, KASTING et al. 2003). In Abwässern von Straßen oder Parkplätzen sind Emissionsquellen für Schadstoffe vor allem folgende: Autoabgase, Reifen- und Bremsenabrieb, Straßenabrieb, Rückstände aus der Kraftstoffverbrennung, Tropfverluste (von Schmier- und Kraftstoffen, Bremsflüssigkeit, Unterbodenschutz, sowie Frostschutz) und korrodierte Fahrzeugteile. Außerdem belasten auch Tausalze die Abwässer. In Wohngebieten kommen oft noch Reinigungsmittel und Schwermetalle aus Dachabläufen hinzu (TEGETHOF 1998). Ebenso können aus der Landwirtschaft oder von Straßenunterhaltungsmaßnahmen Pflanzenbehandlungsmittel wie Pestizide eingetragen werden.

Die Konzentrationen der verschiedenen Schadstoffe in Oberflächenabwässern stark befahrener Straßen können beträchtlich variieren. Einige beispielhafte Ergebnisse verschiedener Untersuchungen von Oberflächenabwässern sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Vor allem Schwermetalle stellen ein Problem dar, sie kommen in hohen Konzentrationen vor und werden nicht abgebaut, so dass sie ein Gewässer langfristig belasten. In Tabelle 1 wurde der Versuch unter-

nommen, die gemessenen Schadstoffkonzentrationen in Oberflächenabwässern zu bewerten. Vergleiche von Messergebnissen untereinander und mit Grenzwerten sind teilweise nicht möglich, da einerseits verschiedene Einheiten zur Beschreibung benutzt werden, welche sich ohne weitere Daten nicht umrechnen lassen (Konzentration im Abwasser; Gehalt im Schwebstoffanteil oder ppm) und andererseits keine einheitlichen Grenzwerte für die Einleitung in Oberflächengewässer existieren. Es gibt lediglich verschiedene Regelungen für die Konzentration der Stoffe im Gewässer im Jahresmittel. Hierbei existieren jedoch auch wiederum unterschiedliche Anforderungen:

1. Die **Chemische Gewässergüteklassifikation** zur Bewertung der Belastung von Gewässern: erstellt von der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt, mit Werten für Industriechemikalien, Schwermetalle, Nährstoffe, Salze und Summenparametern (TOC) (LAWA & UBA 2010).
2. Die **Zielvorgaben der LAWA**: Ableitung von LAWA-Zielvorgaben auf der Basis der „Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen“ (Anwendungsbereich: Flüsse und Seen), erarbeitet vom Bund/Länder-Arbeitskreis „Gefährliche Stoffe - Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“ (BLAK QZ). Die Zielvorgaben verstehen sich als fachlich begründete Orientierungswerte für den Vollzug, die rechtlich nicht verbindlich sind. (Die Arbeiten des BLAK QZ werden seit 1994 vom Arbeitskreis „Zielvorgaben“ der LAWA fortgeführt). Mit Werten für organische Umweltchemikalien, Schwermetalle und Pestizide (LAWA 2006).
3. Die **Qualitätsziele der Gewässerschutzrichtlinie 76/464/EWG**: Verordnungen der Bundesländer zur Verringerung der Gewässerverschmutzung durch Programme und Qualitätsziele für bestimmte gefährliche Stoffe. Mit Qualitätszielen für 99 Stoffe der EG-Richtlinie 76/464/EWG im Wasser ( $\mu\text{g/l}$ ) bzw. im Schwebstoff ( $\text{mg/kg}$  oder  $\mu\text{g/kg}$ ), Vergleichswert: Jahresmittelwert (GEWÄSSERSCHUTZRICHTLINIE 76/464/EWG, 1976).
4. Die **Umweltqualitätsnormen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (UQN WRRL)**: Chemische Qualitätskomponenten und Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustands. Die Überprüfung der Qualitätsnormen erfolgt anhand des arithmetischen Jahresmittelwerts für die jeweilige Messstelle, die Liste beinhaltet 159 Stoffe und 33 „prioritäre Substanzen“, die besondere Risiken für das aquatische Ökosystem darstellen. (Bewertet nach ihrer Persistenz, Bioakkumulation, Toxizität und der tatsächlichen Exposition im Ökosystem, BMU 2004).

Zum Teil gleichen sich die Werte für bestimmte Stoffe in den verschiedenen Anforderungspapieren, sie können jedoch durchaus auch um den Faktor 10 oder gar 100 abweichen. Zum Beispiel werden für das Lösemittel 1,1,1-Trichlorethan Werte von  $1 \mu\text{g/l}$  über  $10 \mu\text{g/l}$  bis zu  $100 \mu\text{g/l}$  je nach Richtlinie und Anforderung („Trinkwasser“ oder „aquatische Lebensgemeinschaften“ der LAWA oder UQN WRRL) angegeben. Auch finden sich nicht alle Stoffe und Parameter in allen Regelungen wieder, so sind beispielsweise in der WRRL keine Angaben zu Nährstoffgehalten und Summenparametern enthalten.

Ab welcher Konzentration ein Stoff bei Ableitung in ein Gewässer kritisch zu betrachten ist, hängt sicherlich von seiner Toxizität und sonstigen Eigenschaften des Stoffes selbst, wie beispielsweise seiner Löslichkeit, ab. Ebenso jedoch auch vom Zustand und Selbstreinigungspotential des Vorfluters. Im Allgemeinen sollte angestrebt werden, die Belastung möglichst gering zu halten.

**Tabelle 1: Inhaltsstoffe von Oberflächenabwässern nach verschiedenen Untersuchungen und Angabe ausgewählter Emissionsquellen. Bewertung der Belastung (B.) über Einteilung nach Gewässergüteklasse LAWA & UBA (2010) und Zielvorgaben der LAWA für Oberflächengewässer (2006).**

				Zielvorgabe LAWA (2006) Schutzgut A = Aquatische Lebensgemeinschaften	Einheit	Emissionsquelle nach GEIGER & DIERKES (1999)
AFS (abfiltrierbare Stoffe)				deutlich - sehr hohe B.	mg/l	Stäube aus Luft und von Bodenoberflächen
TOC	937	564	12-65		mg/l	
DOC	26	12	5-24		mg/l	
CSB	146	49			mg/l	
pH	6,4	6,4			mg/l	
Leitfähigkeit	108	108			µs/cm	
Ammonium	0,5	0,2		hohe Belastung	mg/l	
Nitrit (NO <sub>2</sub> )	1,5	0,6		deutliche Belastung	mg/l	
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	0,04	0,02	2,4-14	mäßig - hohe Belastung	mg/l	
Phosphat (PO <sub>4</sub> )	2,3	1,5		sehr hohe Belastung	mg/l	
Sulfat		35	4-34	unbelastet – sehr geringe B.	mg/l	
Blei	525	311	13-99		µg/l	Verkehr (Treibstoff, Reifen-, Bremsbelag)
Cadmium	13	6,4	0,16-1,3	für Schwermetalle wird	µg/l	chem. Industrie
Chrom		15	8,6-21	Einteilung nach Werten in	µg/l	chem. Industrie, Reifenabrieb, Öladditiv,
Kupfer	184	108	91-760	mg/kg Schwebstoffanteil	µg/l	chem. Industrie, Dachablauf, Reifenabrieb
Nickel	63	57	4,2-18	vorgenommen!	µg/l	Reifenabrieb, Öladditiv, Bremsbelag
Quecksilber		940	0,1-9,41	kein Vergleich möglich	µg/l	chem. Industrie
Zink		603	210-1300		µg/l	chem. Industrie, Dachablauf, Reifenabrieb
Acenaphthen			<0,03		µg/l	Verbrennungsprozesse (aller Art)
Phenanthren			0,11-0,6		µg/l	
Σ PAK		3,1	1,1-3,4		µg/l	
MKW	5,5		0,3-3,5		µg/l	Verkehr
Chlorid			21	mäßige Belastung	mg/l	Tausalz
NaCl			7-88		mg/l	Tausalz



### 1.3.3 Rückhalt und Abbau von Schadstoffen in bepflanzten Bodenfiltern

#### 1.3.3.1 Allgemeine Prozesse

Die Funktion eines bepflanzten Bodenfilters besteht in Rückhalte- und Reinigungsprozessen der in den Boden eingetragenen Stoffe über Filtration, Sorption und dem Abbau von organischen Stoffen (KASTING et al. 2001).

Ungelöste Stoffe bzw. Stofffraktionen wie z.B. PAK und Schwermetalle werden gefiltert. Sie sind zumeist an im Wasser mitgeführte Feinstpartikel adsorbiert, welche in den Bodenporen zurückgehalten werden (KASTING et al. 2001). Im Wasser gelöste Schwermetalle und organische Spurenstoffe werden an feste Bodenbestandteile wie Tonminerale, Sesquioxide und organische Substanz sorbiert und damit immobilisiert (KASTING et al. 2001). Beim Abbau von organischen Stoffen fungiert der Boden nur als Trägermaterial für die Mikroorganismen (KASTING et al. 2001), welche die eigentliche Zersetzung bewirken, indem sie Verbindungen im Zuge ihres Stoffwechsels umwandeln und abbauen.

Eine Voraussetzung für den Abbau organischer Stoffe ist eine ausreichend lange Verweildauer im Boden, so dass die Substanzen für Mikroorganismen verfügbar und angreifbar sind. Durch ein dichtes Netz von Pflanzenwurzeln und Pilzhyphen wird dies schon über eine Vergrößerung der adsorbierenden Oberfläche in Vergleich zu einem unbepflanzten Sandkörper erreicht. Im unmittelbaren Bereich um die Wurzeln und Hyphen im Boden, der sogenannten Rhizosphäre<sup>1</sup> und der Mykorrhizosphäre (vgl. S. 141) ist aber auch die Anzahl und Aktivität von Mikroorganismen stark erhöht (BOWEN & ROVIRA 1991). Des Weiteren spielt die Konzentration von Stoffen, ihre spezifischen chemischen und physikalischen Eigenschaften, welche sich auf die Bioverfügbarkeit auswirken und nicht zuletzt die Beschaffenheit und Eigenschaften des Bodens (z.B. pH-Wert und Humusgehalt) eine wichtige Rolle für den Abbau und die Retention von Schadstoffen.

Häufig in Oberflächenabwässern vorkommende Stoffe, die zu einer Belastung führen (siehe Tabelle 1) sind schon genannte Kraftstoffrückstände wie Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und PAK, Schwermetalle und Salze aus Taumitteln. Außerdem sind Reste von Pestiziden möglich. Die Mechanismen von Abbau oder Retention dieser Substanzen werden im Folgenden kurz erläutert:

#### 1.3.3.2 Sorption und Abbau von Rückständen aus Kraftstoffen

Aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe (**Mineralölkohlenwasserstoffe**) werden von Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen abgebaut. Dabei gilt: mit zunehmenden Kettenlängen und Doppelbindungen sowie Verzweigungen von Kohlenwasserstoffen sinkt die Abbaubarkeit durch Mikroorganismen. Moleküle mit einer Kettenlänge ab C<sub>40</sub> sind schlecht bioverfügbar und werden nur sehr langsam oder gar nicht abgebaut (FRITSCH 1999).

Aliphate können als Kohlenstoff- und Energiequelle dienen und letztendlich unter Bildung von CO<sub>2</sub> zum Aufbau von Biomasse metabolisiert werden. Im einfachsten Fall wird dabei die Kohlenstoffkette der n-Alkane (wie z.B. Dodecan, Pentadecan, Eicosan) über eine  $\beta$ -Oxidation um jeweils zwei Kohlenstoffatome wiederholt verkürzt (GELLER 2001). Isoalkane und Alkene werden nach dem gleichen Prinzip abgebaut, ihre Abbaubarkeit ist jedoch bedingt durch ihre Verzweigung bzw. Doppelbindung schlechter. Cycloalkane (wie z.B. Cyclohexan) werden sehr schwer und oft nur unvollständig abgebaut. Die Alkylbenzole unter den Aromaten (z.B. Toluol)

---

<sup>1</sup> der von Pflanzenwurzeln beeinflusste Bereich des Bodens (BOWEN & ROVIRA 1991)



können an ihrer Seitenkette oder durch oxidative Ringspaltung abgebaut werden. Toluol gilt dabei im Allgemeinen als gut abbaubar (GELLER 2001). Sowohl Cyclohexan als auch Toluol sind jedoch leichtflüchtige Substanzen, die sich hauptsächlich in der Atmosphäre befinden. Über die Adsorption an Staubpartikel der Luft oder aufgrund ihrer relativ guten Wasserlöslichkeit werden sie jedoch mit Regenfällen in den Boden verlagert. Vor allem an der Oberfläche oder bei guter Bodendurchlüftung gasen sie aus dem Boden wieder aus.

**Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe** sind schwer wasserlöslich und auch nur schwer biologisch abbaubar (GELLER 2001), da sie wenig reaktiv sind (KÄSTNER et al. 1993). PAK können aerob aber nicht nur von Bakterien, sondern auch von Hefen und höheren Pilzen umgesetzt werden. Bakterien mineralisieren die Verbindungen und nutzen sie als Kohlenstoff- und Energiequelle. Durch Pilzenzyme werden PAK dagegen nur cometabolisch abgebaut. PAK und ihre Metabolite werden gut an Huminstoffe gebunden, was zwar ihre Bioverfügbarkeit herabsetzt, jedoch damit auch einen Mechanismus der Entgiftung darstellt (ESCHENBACH et al. 2001) und in einem Bodenfilter zur Aufreinigung des Wassers beiträgt.

Das Kraftstoffadditiv **MTBE** (Methyltertbutylether) ist wie Cyclohexan und Toluol ebenfalls recht leichtflüchtig, gilt jedoch als biologisch schwer abbaubar (GELLER 2001). Es besitzt eine relativ gute Wasserlöslichkeit (42 g/l bei 20°C), die Beeinträchtigung der Trinkwasserqualität durch geruchliche und geschmackliche Wahrnehmung wird schon bei Konzentrationen von 15-40 µg/l angegeben (UMWELTBUNDESAMT 2010). Im Zusammenhang mit einem niedrigen  $K_{OC}$ -Wert<sup>2</sup> kann MTBE nur in geringem Maße an die organische Bodenmatrix adsorbieren und ist damit in Boden und Grundwasser hochmobil. Unter natürlichen Verhältnissen ist ein biologischer Abbau im Boden und Grundwasser (durch eine Massenbilanzierung) gar nicht nachweisbar. MTBE ersetzt als Kraftstoffadditiv zwar Blei, Benzol und andere umwelt- und gesundheitsgefährdende Stoffe, aufgrund seiner hohen Mobilität und Persistenz in der Umwelt empfiehlt das Umweltbundesamt jedoch, dass seine Verwendung als Kraftstoffkomponente nur ein Zwischenschritt sein sollte. MTBE wird derzeit als für den Menschen nicht kanzerogen oder mutagen eingestuft. In Tierversuchen wurde eine kanzerogene Wirkung auf Ratten und Mäuse aber bereits nachgewiesen (UMWELTBUNDESAMT 2010).

### 1.3.3.3 Retention von Schwermetallen

Schwermetalle, wie beispielsweise Kupfer und Zink, werden biologisch nicht abgebaut. Hier besteht einzig die Möglichkeit, die Stoffe möglichst „fest“ zu binden und so dem Wasser während der Bodenpassage zu entziehen. Dies kann durch die Aufnahme in die Pflanze oder in Pilze erfolgen, wobei beim Absterben von Wurzeln und Pilzhyphen die Stoffe wieder freigesetzt werden um erneut aufgenommen zu werden – es findet also ein Kreislauf im Boden statt, der zum Rückhalt von Schwermetallen beitragen kann. Werden Schwermetalle in die Sprossachse von Pflanzen transportiert, so können sie durch eine Abernte der oberirdischen Pflanzenteile sogar aus dem System entfernt werden (Phytoextraktion, s.u.). Ohne die Ernte werden abgestorbene Sprosse und Blätter als Bestandabfall wieder zu Humus zersetzt und gehen in den kleinräumigen Stoffkreislauf ein.

Die Löslichkeit und damit die Mobilität von Schwermetallen im **Boden** wird stark beeinflusst durch den pH-Wert, den Gesamtgehalt des jeweiligen Schwermetalls im Boden, die Redoxbedingungen, den Gehalt an organischen und anorganischen Komplexbildnern, den Gehalten an pedogenen Oxiden oder Hydroxiden und Tonmineralien, den Luft- und Wasserhaushalt des

---

<sup>2</sup>  $K_{OC}$ -Wert: Verteilungskoeffizient zwischen organischem Kohlenstoff und Wasser. Je kleiner der Wert, desto eher ist die Substanz im Bodenwasser gelöst.

Bodens und schließlich der Temperatur im Boden (LEWANDOWSKI et al. 1997). Hierbei ist besonders der pH-Wert ein wichtiger Faktor: bei neutralem pH ist die Löslichkeit von Schwermetallen meist gering, steigt jedoch bei sauren Bedingungen und im alkalischen Milieu an. Des Weiteren spielt das Vorhandensein von Ton und Humus eine große Rolle, da diese Schwermetalle adsorbieren bzw. über Komplexe binden. Außerdem hängt die Mobilität nicht zuletzt auch vom jeweiligen Metall und seinen spezifischen Eigenschaften selbst ab. So wird beispielsweise Kupfer sehr gut an organische Komponenten des Bodens gebunden und ist deshalb im Allgemeinen nur gering beweglich (MENGEL 1991).

Gerade bei den nicht abbaubaren Schwermetallen spielt die Mobilität der Elemente eine entscheidende Rolle, da eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten und die Auswaschung ins Grundwasser vermieden werden muss. Schon beim Bau eines Bodenfilters können dem Filtersubstrat geeignete Stoffe beigemischt werden, die Schwermetalle zurückhalten. Beispielsweise überführen Silikat-Kolloide (wie Agrosil® LR) Schwermetallionen in unlösliche Silikate und verhindern damit ihre Verlagerung (vgl. HOLTHUIS et al. 2008). Agrosil® LR ist ein Substratgemisch aus Phosphat, Siliciumoxid und Natriumhydrosilikat und wird z.B. im Garten- und Landschaftsbau zur Bodenverbesserung eingesetzt, da es mit Wasser Gele und Salze bildet, welche Bodenteilchen zu stabilen und dauerhaften Krümeln vernetzen. Positive Effekte auf den Rückhalt von Schwermetallen in Bodenfiltern durch den Einsatz von Silikat-Kolloiden wurden bereits nachgewiesen (DOBNER & HOLTHUIS 2007).

Es gibt bei **Pflanzen** verschiedene Strategien mit Schwermetallbelastungen umzugehen. Die Pflanzen können dabei in Akkumulatoren, Indikatoren und Exkluder-Pflanzen eingeteilt werden, abhängig von der aufgenommenen Menge an Schwermetallen (PERALTA-VIDEA et al. 2009). Einige Pflanzen reichern Schwermetalle sogar stark an und werden deshalb als Hyperakkumulatoren bezeichnet. Diese Eigenschaft wird als ein Verfahren der Phytoremediation, dem Einsatz höherer Pflanzen zur Reinigung kontaminierter Böden (WARRELMANN 2001), genutzt: Durch die Ernte von Hyperakkumulatoren mitsamt ihrem Wurzelwerk werden die in Pflanzen aufgenommenen und akkumulierten Schwermetalle aus dem Boden extrahiert. Das Verfahren wird als Phytoextraktion bezeichnet.

Von Pflanzen werden Schwermetalle sowohl über eine passive Diffusion wie auch durch den aktiven Transport aufgenommen (SITTE et al. 1998). Da auch bei der aktiven Aufnahme in die Zelle die Translokatoren (Transporter) in den Membranen der Zellwände oft nicht streng spezifisch sind, besitzt die Pflanze ein mangelndes Ausschlussvermögen (SITTE et al. 1998) gegenüber Schwermetallen. Schwermetallionen können von höheren Pflanzen durch verschiedene Mechanismen detoxifiziert werden (Abbildung 6). Durch die Exsudation von „Biochemikalien“ z.B. organischen Säuren (LEYVAL et al. 1997) der Pflanze, besteht die Möglichkeit, Schwermetallionen auszufällen oder an Bodenpartikel zu adsorbieren (BRADL 2005, vgl. Abbildung 6, Nr. 1). Weiterhin sind Pflanzen in der Lage, Proteine zu exsudieren, welche Metalle an der Oberfläche der Wurzeln fest binden und so deren Eintritt in die Pflanze verhindern (BRADL 2005, vgl. Abbildung 6, Nr. 2).

Auch nach ihrer Aufnahme in die Pflanze können Schwermetalle an Zellwände gebunden werden (YANG et al. 2005, vgl. hierzu Abbildung 6, Nr. 2). Im Cytoplasma können sie durch Phytochelatine (Peptide), Metallthioneine (Proteine) oder weitere Liganden gebunden (Chelatisierung, vgl. Abbildung 6, Nr. 5) und mit ihnen in die Vakuolen transportiert werden (RICHTER 1998, vgl. Abbildung 6, Nr. 7), so dass sie im Cytosol Stoffwechselprozesse nicht mehr nachteilig beeinflussen können.

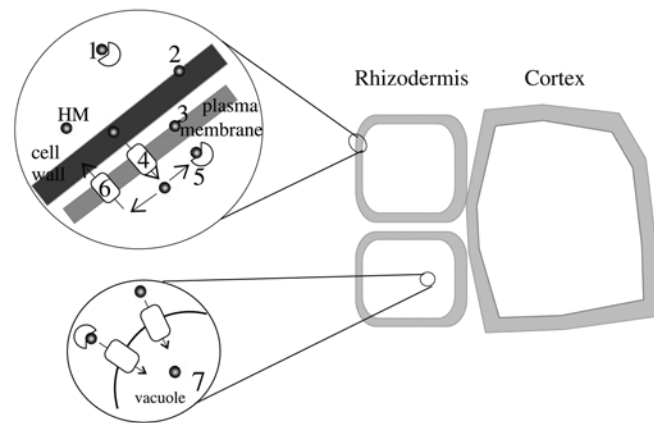
Durch eine Mykorrhizierung kann die Schwermetalltoleranz der Pflanze erweitert werden, denn in der Regel nehmen Pflanzen mit Mykorrhiza bei hohen Gehalten im Boden weniger Schwermetalle auf (HILDEBRANDT et al. 2007). Es ist nicht immer gegeben, dass eine Mykorrhiza vor hohen Gehalten an Schwermetallen in der Pflanze schützt, aber die Symbiose fördert in der Regel das Überleben und die Vitalität der Pflanzen.

Inwiefern die beschriebenen Mechanismen der Pflanze selbst durch die Symbiose mit arbuskulären Mykorrhizapilzen verändert werden, wurde bisher nicht dokumentiert. Pilze binden Schwermetalle an Zellwände (GALLI et al. 1994) und können sie im extraradikalen Mycel (ERM) anlagern (vgl. Abbildung 6, Nr. 1 und 2). Zur Bindung und Detoxifikation von Schwermetallen innerhalb der Zellen bilden auch Pilze Metallthioneine (LEYVAL et al. 1997, vgl. Abbildung 6, Nr. 5). In ihren Vakuolen findet außerdem eine Anreicherung von Schwermetallen an Polyphosphatgranula statt (GALLI et al. 1994, LEYVAL et al. 1997, vgl. Abbildung 6, Nr. 7). Mykorrhizapilze sind also ebenfalls in der Lage, in ihren Hyphen Schwermetalle zu akkumulieren und über diesen Mechanismus zur Toleranz der Pflanze gegenüber Schwermetallen beizutragen.

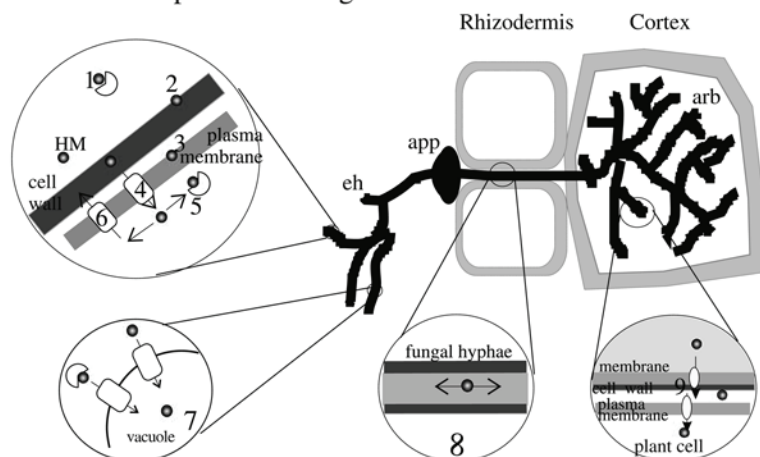
**Fig. 1** HM detoxification mechanisms of plants and fungi in arbuscular mycorrhiza symbioses. 1 Chelating agents are secreted that bind metals in the soil, e.g. histidine and organic acids from the plant, glomalin from the fungus. 2 Binding of HM to cell wall components in plants and fungi. 3 The plasma membrane as a living, selective barrier in plants and fungi. 4 Specific and non-specific metal transporters and pores in the plasma membrane of plants and fungi (active and passive import). 5 Chelates in the cytosol, e.g., metallothioneins (plants and fungi), organic acids, amino acids, and metal-specific chaperons (shown for plants, assumed for AM fungi). 6 Export via specific or non-specific active or passive transport from plant or fungal cells. 7 Sequestration of HM in the vacuole of plant and fungal cells. 8 Transport of HM in the hyphae of the fungus. 9 In arbuscules, metal export from the fungus and import into plant cells via active or passive transport

- Schwermetall HM
- Translokator
- ☾ Chelator

#### mechanisms present in the plant cell



#### mechanisms present in fungus



**Abbildung 6:** Schema der Mechanismen zur Detoxifikation von Schwermetallen in Pflanzen (oben) und arbuskulären Mykorrhizapilzen (unten). Aus GÖHRE & PASZKOWSKI (2006).

#### 1.3.3.4 Einfluss von Tausalzen

Salze werden als Auftaumittel im Winter zur Vermeidung von Eis- und Schneeglätte eingesetzt und enthalten zumeist Chloride oder wirken auf der Basis von Harnstoff oder Ammoniumsulfat. In Deutschland ist Natriumchlorid das zur Eisfreihaltung von Straßen am häufigsten verwendete Streusalz, auf Autobahnen und Bundesstraßen werden jährlich bis zu mehreren hunderttausend Tonnen Salz ausgebracht (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1999). Beim Einsatz eines bepflanzten Bodenfilters zur Versickerung von Abwässern von Verkehrsflächen (Straßen, Fußwege, Parkplätze, etc.) können im Winter so auch beträchtliche Mengen an Chloriden in das System eingebracht werden. Natriumchlorid ist wasserlöslich und wird dementsprechend im Boden leicht ausgewaschen und verlagert.

Hohe Natrium- und Chloridgehalte stellen eine Belastung für Boden und Pflanzen dar, indem sie die Wasserverfügbarkeit herabsetzen (MENGEL 1991) und auf verschiedene Arten die Bodeneigenschaften verändern (WRESOWAR & SIEGHARDT 2000). Salzapplikation kann zu einer Alkalisierung des Bodens führen, wie sie vor allem in Straßenrandböden vorkommt. Diese Böden neigen zu Verschlammung und Dichtlagerung und zeichnen sich durch einen ungünstigen Luft- und Wasserhaushalt sowie eine reduzierte Nährstoffaufnahme aus (SCHEFFER 2002), da Nährstoffe vermehrt ausgewaschen werden.

Die Salinität von Böden wirkt sich auch auf die Eigenschaften anderer Stoffe aus. So wird die Mobilität von Schwermetallen erhöht, weil sie mit Chloriden (gut) lösliche Komplexe bilden (LEWANDOWSKI et al. 1997). Bei PAK wird die Bioverfügbarkeit herabgesetzt, da bei höherer Salinität die Löslichkeit geringer wird, was einen erfolgreichen Abbau der Substanzen behindert (KÄSTNER et al. 1993).

Natriumchlorid wird in kleinen Mengen in Form von Nährstoffionen  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  von Pflanzen aus dem Boden aufgenommen und so über die Nahrungskette in pflanzliche und tierische Biomasse eingebaut. Hohe Gehalte von Natrium können toxisch auf Pflanzen wirken, da sie die Membranstabilität vermindern und den Energiehaushalt belasten (MENGEL 1991). Schäden werden in Form von Nekrosen, Chlorosen und Wachstumsrückgang der Pflanzen sichtbar. An Salzböden angepasste Pflanzen (Halophyten) sind über spezielle Mechanismen auch in der Lage größere Mengen an Natrium und Chlorid aufzunehmen.

#### 1.3.3.5 Abbau von Herbiziden

In nur wenigen Untersuchungen von Oberflächenabwässern wurden bisher Pestizide berücksichtigt. Die meisten der verwendeten Herbizide sind relativ gut wasserlöslich, werden nach ihrer Anwendung durch Regenereignisse leicht in Abwässer eingetragen und können eine Belastung für bepflanzte Bodenfilter darstellen. Ein oft verwendeter Wirkstoff ist 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D), das in Deutschland in 69 Pflanzenschutzmitteln zugelassen ist (BUNDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND LEBENSMITTELSICHERHEIT 2010) und vor allem in Kombination mit Rasendüngern zu Verwendung kommt. 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure ist ein Derivat des Auxins und wird als selektives Herbizid gegen Dikotyledone eingesetzt. Es bewirkt eine Steigerung der DNA-, RNA- und Proteinsynthese und führt damit zu abnormen Wachstum, was u.a. an deformierten Sprossen, Chlorophyllabbau und dem Absterben der Wurzeln erkennbar ist (BOTANIK *online* 2010). In der Rhizosphäre wird 2,4-D von Mikroorganismen beschleunigt abgebaut (SHAW & BURNS 2004).

## 1.4 Problematik und Fragestellung

In verschiedenen Regelwerken der DWA (Deutscher Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.<sup>3</sup>) sind Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb von Regenwasserbehandlungsanlagen angegeben. Die Bemessungsgrundlage für Bodenfilter ist in Deutschland nach der DWA-A 138 geregelt (ATV 2002), wobei die Fläche eines Bodenfilters nach der Größe der Anschlussfläche berechnet wird. Eine umfangreiche Überprüfung der Funktion der Anlage mittels eines Monitorings wird nach den Regelwerken nicht verlangt. In den vergangenen Jahren wurden so zahlreiche Filter gebaut, ohne dass ihre Reinigungsleistung überhaupt überwacht wurde, oder das kostenaufwendige Monitoring war nach kurzer Laufzeit beendet. Trotzdem lassen die Erfahrungen in der Praxis vermuten, dass gute Reinigungsleistungen auch bei deutlich reduzierter Fläche erzielt werden können. Mit dieser Fragestellung beschäftigt sich das weiterführende Forschungsvorhaben „Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer“, welches an das Projekt „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“, dem diese Arbeit angegliedert ist, anknüpft. Um die Wasserreinigung in bepflanzten Bodenfiltern für dezentrale Versickerungen noch attraktiver zu machen, ist zum einen ein geringerer Flächenverbrauch nötig, da vor allem im städtischen Gebieten wenig Fläche zur Verfügung steht. Zum anderen nimmt aber auch die Menge und Belastung von Oberflächenabwässern mit verschiedensten Schadstoffen aufgrund fortschreitender Versiegelung von Böden weiterhin zu. Die Lösung des Problems in einem „Hochleistungs-Pflanzenfilter“ beinhaltet den Einsatz von ausgewählten Filtermaterialien in Kombination mit einer optimal angepassten Bepflanzung, welche durch eine Mykorrhiza unterstützt wird.

Die Verwendung mykorrhizierter Pflanzen hat sich bereits in Land- und Forstwirtschaft, bei Renaturierungsmaßnahmen sowie in der Phytoremediation vor allem im Zusammenhang mit Schwermetallen bewährt (JEFFRIES et al. 2003, KHAN 2006). Durch die Mykorrhiza werden Wachstum, Vitalität und damit die Biomasseproduktion und Widerstandskraft der Pflanzen gesteigert. Das Potential zur Optimierung eines bepflanzten Bodenfilters durch mykorrhizierte Pflanzen ist bisher kaum erforscht. In welchem Maße eine Mykorrhizierung die Reinigungsleistung eines bepflanzten Bodenfilters unterstützen kann, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht. Da die Ausbildung einer Mykorrhiza von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird, galt es außerdem abzuschätzen, unter welchen Voraussetzungen die Mykorrhizierung in einem Bodenfilter stattfindet.

Bezüglich des Einsatzes von mykorrhizierten Pflanzen auf Bodenfiltern ergeben sich somit folgende **Fragestellungen**:

- Werden für den Einsatz auf Bodenfiltern geeignete Feuchtgebietspflanzen mit einem im Handel erhältlichen Pilz-Inokulum mykorrhiziert?
- Welche Auswirkungen haben die ökologischen Bedingungen eines Bodenfilters auf den Vorgang der Mykorrhizierung von Feuchtgebietspflanzen?

---

<sup>3</sup> ehemals ATV-DVWK (Abwassertechnische Vereinigung -Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau)

- Welche Auswirkungen hat stehende Nässe auf die (bestehende) Mykorrhiza oder die Mykorrhizierung (als Vorgang)?
- Wird der Vorgang der Mykorrhizierung durch eine Belastung mit Schadstoffen beeinflusst? Wenn ja, welche Schadstoffe sind problematisch?
- Wie verhält sich eine bestehende Mykorrhiza unter einer Belastung mit Schadstoffen? Welche Schadstoffe sind problematisch?
- Welchen Einfluss auf Schadstoffabbau und Mykorrhiza hat die Anwendung von Tausalzen im Winter?
- Welche Auswirkungen hat die Mykorrhiza auf Vitalität und Schadstofftoleranz von Feuchtgebietspflanzen in einem Bodenfilter?
- Können durch den Einsatz mykorrhizierter Pflanzen Schwermetalle stärker zurückgehalten und organische Schadstoffe besser abgebaut werden?
- Kann durch den Einsatz mykorrhizierter Pflanzen die Effektivität eines Pflanzenbodenfilters verbessert werden?

### **Konzept der Arbeit:**

Zur Bearbeitung der Fragestellungen wurden aufeinander aufbauende Experimente mit ausgewählten Feuchtgebietspflanzen in Angliederung an das Projekt „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ konzipiert. Während der Vegetationsperioden in den Jahren 2006 und 2007 wurden Versuche zur Mykorrhizierung und dem Verhalten von Schadstoffen in Töpfen und Bodensäulen im Gewächshaus durchgeführt. Voruntersuchungen hierzu wurden im Jahre 2005 im Freiland unternommen. Ergänzt wurden diese Lösungsansätze der Fragestellung durch zwei kleinere Experimente.

In den **Voruntersuchungen** (2005) wurde die Mykorrhizierung von Feuchtgebietspflanzen mit einem Mykorrhizapilz-Inokulum getestet.

Das **Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten** (2006) mit drei ausgewählten Pflanzenarten sollte durch Untersuchungen der Mykorrhizierungsgrade folgende Teilfragen beantworten:

- Welche Zeiträume zur Ausbildung einer stabilen Mykorrhiza müssten vor Inbetriebnahme eines Pflanzenfilters eingehalten werden?
- Beeinflusst der Zeitpunkt der Dotierung in Abhängigkeit zur Inokulation den weiteren Verlauf einer Mykorrhizierung?
- Welche Schadstoffgruppe hat den größten (negativen) Effekt auf die Mykorrhizierung?

Das **Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen** (2007) mit einer ausgewählten Pflanzenart und umfangreichen Bodenuntersuchungen und Schadstoffanalytik hatte in seiner Versuchsplanung die Teilfragen zugrunde:

- Welchen Effekt hat die Mykorrhiza auf Abbau oder Retention der dotierten Schadstoffe ?
- Wie werden Mykorrhiza und Schadstoffabbau oder –retention durch Tausalzanwendung beeinflusst?

Um eine stabile Mykorrhizierung des Wurzelwerkes in einem Bodenfilter während seines Betriebes zu erhalten, müssen neu gebildete Wurzeln stets weiter durch den Pilz besiedelt werden. Ob eine Mykorrhizierung auch bei Staunässe erfolgt, wurde am Beispiel von *Lythrum salicaria* durch einen Versuch dokumentiert (**Mykorrhizierung von *Lythrum salicaria* unter Staunässe**).

In welchem Maße eingetragene Herbizide sich auf das Wurzelwachstum von Pflanzen in einem Bodenfilter auswirken, wurde am Beispiel von *Lythrum salicaria* und einem ausgewählten Wirkstoff untersucht (**Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria***).

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Substrat

In allen Versuchen wurde als Pflanzsubstrat ein Sand/Kompost- Gemisch verwendet. Das Mischungsverhältnis von ca. 6,6 % Vol Kompost entspricht der oberen Schicht der Lysimeter im Projekt „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Die Substratmischung war in Untersuchungen im Rahmen des Projektes auf ihre Filtereigenschaften getestet worden (HOLTHUIS et al. 2008). Es wurde der gleiche Kompost und der gleiche Sand wie im genannten Projekt verwendet. Die Kennwerte des Sandes sind in Tabelle 2 wiedergegeben.

**Tabelle 2:** Spezifikation des verwendeten Sandes aus DOBNER & HOLTHUIS (2007).

Parameter	Ergebnis
Körnung	0–2 mm
Porenvolumen	34 %
Wasser(halte)kapazität	15,2 %
Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ )	$8,5 \times 10^{-4}$ m/s
$C_{org}$	< 0,01 %
$CaCO_3$	< 2 %
Fe	90 mg/kg

Beim verwendeten Kompost handelt es sich um einen Strukturkompost der regional hergestellt und vertrieben wird. Die Spezifikation gibt Tabelle 3 wieder.

**Tabelle 3:** Spezifikation des Strukturkompostes. Grünschnittkompost in 0–20 mm Absiebung, gütegesichert RAL GZ 251, KNO Kompostierung Nord.

Parameter	Wert
Zusammensetzung	98 % pflanzl. Abfälle aus Garten- und Landschaftsbau, 2 % pflanzl. Abfälle aus Handel – und Gewerbe
Gesamtstickstoff	0,76 %
Gesamtposphat	0,32 %
Gesamtkaliumoxid	0,62 %
Gesamtmagnesium	0,20 %
Zink	0,01 %
organische Substanz	18,8 %

#### 2.1.1 Anzuchtsubstrat

Um einer Mykorrhizierung vor Versuchsbeginn zu Verhindern wurde der zur Anzucht von Samen verwendete Sand (siehe Tabelle 2) für mehrere Stunden autoklaviert.

#### 2.1.2 Dämpfen des Substrates

Das angemischte Substrat wurde mit einem Erddämpfer „Sterilo 7K“ (MAFAC Ernst Schwarz) bei 80°C für 3–3,5 Stunden (Automatik) gedämpft. Das Substrat verblieb im Dämpfer und wurde nach zwei Tagen erneut gedämpft, um evtl. überlebende und nun gekeimte Sporen endgültig abzutöten.



## 2.2 Pflanzenauswahl

Eine Grundvoraussetzung für den Einsatz von mykorrhizierten Pflanzen zur Verbesserung der Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern ist natürlich das Vorhandensein einer Mykorrhiza unter den gegebenen Bedingungen in einem Bodenfilter. Für die Experimente wurden also Pflanzen benötigt, die für den Bewuchs von Bodenfiltern geeignet waren und sich gut mykorrhizieren ließen. Die ökologischen Bedingungen in einem Bodenfilter sind gekennzeichnet durch:

- **Nährstoffmangel**, als Substrat wird hauptsächlich Sand verwendet und über das Wasser nur wenige Nährstoffe eingetragen.
- **Wechselfeuchte**, bei Beschickung oder Einstau entsteht hohe Feuchtigkeit gefolgt von Trockenheit, da gut dränendes Substrat verwendet wird, welches schlecht Wasser speichert.
- **Schadstoffbelastung**, durch das Abwasser werden organische & anorganische Schadstoffe sowie Tausalze eingetragen.

Als Bewuchs boten sich neben dem oft verwendeten Schilf auch andere Vertreter der Vegetation von Feuchtgebieten an, die Wechselfeuchte ertragen. Eine Auswahl an Arten wurde bereits in den Voruntersuchungen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ auf ihre Schadstofftoleranz hin getestet (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Unter diesen wurden folgende Pflanzen für Vorversuche ausgewählt:

### *Acorus calamus*, Kalmus:

Abteilung: *Spermatophyta* Unterabteilung: *Magnoliophyta* (*Angiospermae*) Klasse: *Liliopsida* (*Monocotyledonae*) Unterklasse: *Arecidae* Ordnung: *Acorales* (früher: *Arales*) Familie: *Acoraceae* (früher: *Araceae*),

Kalmus ist eine ausdauernde, krautige Pflanze (Hemikryptophyt), die zwischen 60 und 100 cm hoch wird. Der Stängel ist dreikantig mit schwertförmigen, an den Rändern zumeist gewellten Laubblättern. Der Blütenstand wird als gelblich- grüner Kolben ausgebildet. Kalmus wächst in Röhrichten in den Uferzonen nährstoffreicher, stehender und langsam fließender Gewässer. Seine ursprüngliche Heimat ist Südostasien, mittlerweile ist die Art aber auf der gesamten Nordhalbkugel verbreitet (FLORAWEB 2009). In Mitteleuropa findet die Vermehrung ausschließlich über das Rhizom statt. Die Rhizome und Wurzeln sind durch ätherische Öle stark riechend und giftig (AICHELE & GOLTE- BECHTLE 1993). Im Projekt getestete Schadstoffverträglichkeit: gut.

### *Alnus glutinosa*, Schwarzerle:

Abteilung: *Spermatophyta* Unterabteilung: *Magnoliophyta* (*Angiospermae*) Klasse: *Magnoliopsida* (*Dicotyledonae*) Unterklasse: *Hamamelididae* Ordnung: *Fagales* Familie: *Betulaceae*

Die Schwarzerle ist ein Laubbaum (Phanerophyt) der bis zu 25 m hoch (KREMER 2000) und über 100 Jahre alt werden kann. Ihre Blätter sind langgestielt, oval, mit gesägten Blatträndern und stumpfer Blattspitze. Die Rinde ist dunkelgrau bis schwarz. Die Blüten entstehen in Kätzchen (III–IV) vor dem Austreiben der Laubblätter, die Früchte bilden kleine Zapfen. Erlen wachsen in Wassernähe oder Überschwemmungsgebieten, an Bächen oder Flussufern und in feuchten Wäldern (SCHMEIL 1996, KREMER 2000). Ihr Verbreitungsgebiet umfasst fast ganz

Europa, östlich bis Sibirien und südlich bis Nordafrika. Im Projekt getestete Schadstoffverträglichkeit: gut.

***Eupatorium cannabinum*, Wasserdost:**

Abteilung: *Spermatophyta* Unterabteilung: *Magnoliophyta (Angiospermae)* Klasse: *Magnoliopsida (Dicotyledonae)* Unterklasse: *Asteridae* Ordnung: *Asterales* Familie: *Asteraceae* Unterfamilie: *Asteroideae*

Wasserdost ist eine mehrjährige, krautige Pflanze (Hemikryptophyt), die zwischen 50 und 150 cm hoch werden kann. Die Blätter sind handförmig gefiedert, ihre Ränder gesägt. Die rosa bis weißrosa Röhrenblüten stehen in Doldenrispen (VII–IX) (SCHMEIL 1996). Die Stängel sind oft rötlich gefärbt. Wasserdost wächst auf feuchten Böden an Waldrändern und Waldschlägen und an Ufern von Gräben und Bächen. Sein Verbreitungsgebiet umfasst ganz Europa. Im Projekt getestete Schadstoffverträglichkeit: gut.

***Filipendula ulmaria*, Mädesüß:**

Abteilung: *Spermatophyta* Unterabteilung: *Magnoliophyta (Angiospermae)* Klasse: *Magnoliopsida (Dicotyledonae)* Unterklasse: *Rosidae*, Ordnung: *Rosales*, Familie: *Rosaceae* Unterfamilie: *Rosoideae*

Mädesüß ist eine mehrjährige, krautige Pflanze (Hemikryptophyt), die eine Wuchshöhe von 100 bis 150 cm erreichen kann. Die Laubblätter sind gefiedert und an den Rändern gesägt. Stängel und Wurzeln rötlich überlaufen. Mädesüß bildet gelblichweiße, duftende Blüten in Trugdolden (VI–VIII) (SCHMEIL 1996). Es wächst auf nährstoffreichen Feucht- und Nasswiesen, an Gräben, Bachufern und Gewässerrändern. Die Art ist in großen Teilen Europas (mit Ausnahme des südlichen Mittelmeergebietes), ebenso in Nord- und Mittelasien verbreitet. Im Projekt wurde die Schadstoffverträglichkeit nicht getestet.

***Lythrum salicaria*, Blutweiderich:**

Abteilung: *Spermatophyta* Unterabteilung: *Magnoliophyta (Angiospermae)* Klasse: *Magnoliopsida (Dicotyledonae)* Unterklasse: *Rosidae* Ordnung: *Myrtales* Familie: *Lythraceae*

Blutweiderich ist eine mehrjährige, krautige Pflanze (Hemikryptophyt), die eine Wuchshöhe von 50 bis 160 cm erreichen kann. Die Laubblätter sind schmal lanzettlich und sitzen an vierkantigen, behaarten Stängeln. Blutweiderich bildet rosa bis violette Blüten (VI–IX) in dichten Trauben (AICHELE & GOLTE-BECHTLE 1993). Die Art bevorzugt sonnige bis halbschattige Standorte mit nährstoffreichen, humosen, feucht bis nassem Boden (Wechselfeuchte), zeitweilig auch überflutet. Blutweiderich wächst häufig und verbreitet in Röhrichtern und Sümpfen, an Ufern von Seen, Weihern, Flüssen, Bächen und Kanälen sowie in Gräben. Die Art ist vor allem in Europa, Asien und Australien verbreitet. Im Projekt getestete Schadstoffverträglichkeit: ausreichend bis gut.

***Phragmites australis*, Schilf:**

Abteilung: *Spermatophyta* Unterabteilung: *Magnoliophyta (Angiospermae)* Klasse: *Liliopsida (Monocotyledonae)* Unterklasse: *Junciflorae* Ordnung: *Poales* Familie: *Poaceae*

Schilf ist eine bis zu vier Meter hohe Graspflanze (Rhizom-Kryptophyt), die sich hauptsächlich vegetativ über ihre Rhizome vermehrt, sich dabei an Ufern stark ausbreitet und Monokulturbestände bildet. Die Blätter sind grasartig, die Ligula ist als Haarkranz ausgestaltet. Die Blüten stehen in einer bis zu 50 cm langen Rispe (VII–IX) (SCHMEIL 1996). Schilf wächst an Ufern und in der Röhrichtzone von stehenden und langsamfließenden Gewässern und führt zur Verlandung. Im Projekt getestete Schadstoffverträglichkeit: ausreichend.

## 2.3 Mykorrhizapilze

Zur Mykorrhizierung der verschiedenen Pflanzenarten wurde ein im Handel erhältliches Inokulum ausgewählt, da solche einfach verfügbaren Produkte beim Bau eines Bodenfilters in der Praxis ebenfalls zur Anwendung kommen würden. Die Möglichkeit, speziellen Anpassungen der Symbiose über adaptierte Pilzarten oder besonders geeignete Kombinationen von Symbiosepartner zu erforschen, entfiel damit.

Das verwendete Inokulum „Inoq Spezial“, wurde bezogen über die Firma INOQ (Schnega). Es kam bereits in vorangegangenen Untersuchungen im Projekt „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ zur Anwendung und wurde deshalb auch in der vorliegenden Arbeit eingesetzt. Als Trägermaterial des Produktes dient Torfsubstrat. Das Präparat enthält Sporen, Mycel und infektiöses Material (mykorrhizierte Wurzelstücke) der folgenden drei Pilzarten:

*Glomus etunicatum*,

*Glomus intraradices*

*Glomus claroideum*

Da es sich um ein Gemisch handelt, ist der Anteil einzelner Arten variabel, den größten Anteil nimmt jedoch *G. etunicatum* gefolgt von *G. intraradices* ein (Produktdeklaration lt. Inoq 2003). Das Inokulum wird vertrieben als „Bodenvitalstoff mit Mykorrhizapilzen zur Anwendung im Garten- und Landschaftsbau“. Die Spezifikation des Produktes gibt Tabelle 4 wieder.

**Tabelle 4: Spezifikation des Bodenvitalstoffes „Inoq- Spezial“ der Fa. INOQ GmbH, Schnega**

Prüfparameter	Ergebnis
Zusammensetzung	Hochmoortorf (H3–H6), arbuskuläre Mykorrhizapilze
Mykorrhiza Einheiten	180 pro cm <sup>3</sup> Substrat
Mykorrhizawirkung	20 +/- 6 Wachsförderung [%] im Standardtest
pH-Wert	6,8
organische Substanz	46 %
Nährstoffgehalte:	
Gesamt- Stickstoff	0,78 %
Phosphat	0,20 %
Kaliumoxid	0,20 %

## 2.4 Chemikalien und Geräte

### 2.4.1 verwendete Chemikalien

2,4-Dichlorphenoxyessigsäure p.a.

Acenaphthen (>96%)

Aceton p.a.

Cyclohexan p.s.

n-Dodecan p.s.

n-Eicosan p.s.

Essigsäure, COOH (98%)

Heptan p.a.

Hexan p.a.

Kupfersulfat Cu(SO<sub>4</sub>) x 5 H<sub>2</sub>O p.a.

MtBE (Methyl-tert-butylether) p.a.

Na-EDTA

Natriumhydroxidplättchen (KOH)  
n-Pentadecan p.s.  
Phenanthren (>97%)  
2-Propanol p.a.  
Salpetersäure, HNO<sub>3</sub> Suprapur® 65 %  
Salzsäure, HCL 96%  
Pelikan- Schreibtinte (schwarz)  
Parker- Schreibtinte (schwarzblau)  
Toluol p.a.  
Wasserstoffperoxid, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30 %  
Zinkchlorid ZnCl<sub>2</sub>

#### 2.4.2 verwendetes spezielles Laborgerät

Butyl/PTFE beschichtete Septen für Rollrandflaschen  
NK/FEP beschichtete Septen für Rollrandflaschen  
Silikon/PTFE beschichtete Septen für Rollrandflaschen  
Erddämpfer „Sterilo 7K“, MAFAC Ernst Schwarz GmbH & Co. KG  
Flammen-AAS (Hochschule Bremen), Perkin Elmer Analyst 400  
Graphitrohr-AAS, Perkin Elmer Zeeman A3030  
Kugelmühle, Pulverisette 6 Fritsch (Idar- Oberstein)  
Leitfähigkeitsmessgerät PNT 3000 COMBI, STEP Systems GmbH Nürnberg  
Rotilabo®- Einbettkassetten für Biopsien,  
Rotilabo®- Einbettkassetten, Macro  
Spritzenvorsatzfilter, 25 mm, PTFE, 0,45 µm

#### 2.4.3 Sonstige verwendete Materialien

Flüssigdünger Wuxal top N, Aglukon GmbH & Co. KG  
Ingestad- Lösung, Rezeptur siehe Anhang

### 2.5 Methoden

#### 2.5.1 Bestimmung der koloniebildenden Einheiten (KBE), „Lebendkeimzahlbestimmung“

Die Keimzahl von Bodenproben wurde nach der Methode zur Bestimmung koloniebildender Einheiten (KBE) ermittelt. Im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen wurde eine Woche nach dem Dämpfen des Sand/Kompost- Gemisches der mittlerweile luftgetrocknete Boden mit frischer, ungedämpfter Substratmischung verglichen.

Aus den Bodenproben wurde eine Bodenlösung hergestellt und diese in unterschiedlichen Verdünnungen auf einen Bakteriennährboden ausgebracht. Zur Herstellung der Suspensionen wurde jeweils 10 g frischer Boden (Mischprobe) auch mit Wurzeln in 100 ml sterile NaCl- Lösung gegeben und geschwenkt. Von der Suspension wurden Verdünnungsreihen hergestellt und von dieser 100 µl auf Agarplatten mit einem Standardnährboden für Bakterien verteilt (Rezept in Tabelle 5). Es wurden jeweils 3 bis 4 Verdünnungen in 3 Parallelen ausplattiert. Die beimpften Agarplatten wurden bei Zimmertemperatur inkubiert und nach einer Inkubationszeit von 2 und 7 Tagen die gebildeten Kolonien ausgezählt (Methode nach ALEF 1991, modifiziert).

**Tabelle 5: Rezept für Standardnährboden für Bakterien (aus ALEF 1991).**

Zutat	Menge
Pepton aus Fleisch	8 g
Pepton aus Casein	2 g
Hefeextrakt	0,5 g
NaCl	2 g
Glucose	4 g
Agar	20 g
bidest. Wasser	1000 ml

Die Anzahl der koloniebildenden Einheiten (KBE) pro Gramm Trockensubstanz (TS) der Bodenproben wurde wie folgt berechnet:

Koloniezahl (Mittelwert) x Verdünnungsstufe x F  
 Faktor F = 10 [ da anstatt von 1 ml (=1g Probe) nur 100 µl ausgespatelt werden]  
 der errechnete Wert wird auf die TS bezogen  
 Einheit: KBE/g TS x 2 d bzw. 7 d

Vor dem Versuchsstart im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten wurde ebenfalls der gedämpfte Boden im Vergleich mit Rhizosphärenboden von vorbereiteten Pflanzen auf die KBE überprüft (Ergebnisse nicht dargestellt).

## 2.5.2 Probennahme

### 2.5.2.1 Probennahme von Wurzeln für Untersuchungen der Mykorrhizierungsgrade

#### Vorversuch:

Zum Versuchsstart (KW32) und am Ende des Versuches (KW 44) wurden von allen 5 Pflanzen einer Art zufällig verteilte Wurzelabschnitte rund um den Wurzelballen entnommen und in 2–3 Proben pro Pflanze aufgeteilt. Die Wurzelstückchen wurden in Leitungswasser gewaschen und bis zur Färbung in Einbettkassetten in Behältern mit Leitungswasser, gekühlt bei 4 °C aufbewahrt.

#### Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten:

Wurzelproben wurden nach 3 Versuchswochen (KW 33, August), nach 6 Wochen (KW 36, September) und nach 12 Wochen (KW 42, Oktober) genommen (Abbildung 8).

Zunächst wurde der anhaftende Boden vorsichtig abgeschüttelt, anschließend der Wurzelballen durch Spülen im Wasserbad von restlichem Boden befreit. Vom Wurzelballen wurde an 5 bis 6 Stellen über den gesamten Wurzelballen verteilt 3–4 cm lange Wurzeln bzw. Wurzelabschnitte mit Feinwurzeln geschnitten und in Einbettkassetten verteilt (jeweils A- und B- Probe). Bei sehr kleinen Wurzelwerken wurde das gesamte Wurzelsystem als Probe genommen (ebenfalls Aufteilung in A- und B- Probe). Die Einbettkassetten wurden bis zur Färbung in Leitungswasser bei 4 °C aufbewahrt.

#### Stichproben zur Überprüfung der Mykorrhizierung

Vor Inokulation der jeweiligen Versuchsansätze wurden die Pflanzen vereinzelt und dabei von den herausgezogenen Pflanzen stichprobenartig bei 5 bis 8 Exemplaren die Mykorrhizierung überprüft. Hierzu wurde das gesamte Wurzelwerk als Probe in 1 bis 2 Einbettkassetten verteilt und in Leitungswasser bei 4 °C gelagert. Zusätzlich wurden 4, 6 und 12 Wochen nach Inokulation Pflanzen beprobt um den Erfolg der Inokulation zu überprüfen.

## **Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:**

### **Proben nach 9 Wochen (Zwischenproben):**

Das Wurzelwerk der Pflanzen wurde in Leitungswasser gewaschen und anschließend fotografiert. Die Probennahme erfolgte wie im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Von Pflanzen, bei denen ein großer Teil des Wurzelballens abgestorben war, wurden alle lebenden und verwertbaren Wurzeln entnommen.

### **Proben nach 20 Wochen (Endproben):**

Die Bearbeitung der Pflanzen erfolgte wie bei der Probennahme nach 9 Wochen. Zusätzlich wurde der Wurzelballen optisch ausgewertet, indem der prozentuale Anteil von hellen, neugebildeten Wurzeln am gesamten Wurzelballen geschätzt wurde.

### **Säulenproben:**

Von den Pflanzen wurden Proben vom Wurzelballen in der oberen 10 cm der Säule, und Wurzelabschnitte aus den verschiedenen Tiefen der Säule genommen (abhängig von der jeweiligen Durchwurzelungstiefe).

## **2.5.2.2 Ernte des Wurzelwerks für Biomassebestimmung im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen**

### **Proben nach 9 Wochen (Zwischenproben):**

Eine Biomassebestimmung des Wurzelwerkes war für die Zwischenproben nicht vorgesehen.

### **Proben nach 20 Wochen (Endproben):**

Nachdem Wurzelabschnitte für die Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade geschnitten waren, wurden die oberirdische Pflanzenteile entfernt und der verbleibende Wurzelballen abgetrocknet und in Papiertüten aufbewahrt.

## **2.5.2.3 Probennahme von Bodenproben aus Töpfen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen**

### **Proben nach 9 Wochen (Zwischenproben):**

Bei der Probennahme in KW 36 (Zwischenproben) wurden die Pflanzen berücksichtigt, die zu diesem Zeitpunkt sehr stark von Mehltau befallen waren. Um einer Negativauswahl entgegen zu wirken wurden jedoch nicht nur befallene Pflanzen geerntet. Um Substrat und Wurzelwerk besser trennen zu können, wurden die Pflanzen vor der Probennahme nicht gegossen. Zur Dokumentation wurden die Versuchspflanzen und Wurzelwerke fotografiert. Anschließend wurden die Pflanzen aus den Töpfen genommen, der anhaftende Boden über einer Glasschale abgeschüttelt und mit einem Löffel (Edelstahl) gut durchmischt. Um eine Verschleppung von Mineralölkohlenwasserstoffen vor allem zwischen den verschiedenen Versuchsansätzen zu vermeiden, wurden die Glasgefäße und Löffel nach jedem Ansatz gewaschen und mit Aceton und Propanol gespült. Nach den Proben eines Ansatzes wurden die Schalen gründlich mit Papiertüchern gereinigt. Der Boden wurde je nach weiterer Analyse in Schraubgläser oder Zip-Beutel gefüllt. Proben, die auf leichtflüchtige und langkettige MKW oder PAK untersucht werden sollten, wurden in Gläser gefüllt. Um den Kontakt mit Plastikdeckeln zu vermeiden, wurde zwischen Deckel und Glas Alufolie geklemmt, da selbst Spuren von Kunststoffen die Analytik stören. Wegen des hohen Kosten- und Arbeitsaufwandes wurden für die Analytik auf leicht-

flüchtige und langkettige MKW und PAK nur einige Ansätze ausgewählt. Diese sind in Tabelle 6 wiedergegeben. Für die Messung aller anderen Parameter wurden die Proben in gut zu lagernde Zip- Beutel aus Plastik gefüllt. Alle Proben wurden im Kühlschrank bei 4 °C gelagert.

**Tabelle 6: Versuchsansätze der Proben nach 9 Wochen (Zwischenproben) zur Analytik des Bodens auf leichtflüchtige und langkettige MKW und PAK.**

Ansatz	Kürzel	Anzahl Proben
(1)	(1) L.s. MKW +	5
(2)	(2) L.s. MKW –	5
(3)	(3) – MKW	3
(4)	(4) L.s. K +	3
(5)	(5) L.s. K –	2
(6)	(6) – K	2
(7)	(7) L.s. Mix +	5
(8)	(8) L.s. Mix -	6
(9)	(9) – Mix	3
(14)	(14) L.s. NaCl600 Mix –	3

#### **Proben nach 20 Wochen (Endproben):**

Am Versuchsende (KW 47) wurden nach dem gleichen Verfahren wie nach 9 Wochen Proben genommen. Es wurden die gleichen Ansätze auf MKW/PAK untersucht (Tabelle 6), zusätzlich wurden Proben der Ansätze (13), (15) und (23) analysiert.

#### **2.5.2.4 Probennahme von Bodenproben aus Säulen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen**

Die Versuchssäulen mit den Ansätzen Nr. 24 – 27 (siehe Kap. 2.6.4.2 und Tabelle 20) wurden nur am Ende des Versuches (nach 20 Wochen) beprobt. Zur Dokumentation wurden die Säulen mit Blutweiderich vor der Probennahme fotografiert.

Von der Oberfläche wurde mit einem Plastikspatel oder Edelstahl- Löffel etwas Boden in Gläschen oder Plastik- Zip- Beutel gefüllt (für MKW-Analytik oder Untersuchung auf Schwermetalle). Jede Säule wurde hiernach an einer vorgefrästen Schnittfläche der Länge nach aufgeschnitten und die obere Hälfte vorsichtig abgehoben. Der Zustand der Bodensäule und die Durchwurzelungstiefe (Ergebnisse nicht dargestellt) wurden fotografisch festgehalten. Nach Entnahme von Wurzelproben (siehe Kap. 2.5.2.1) wurden über die Länge der Säule verteilt von 5 Punkten weitere Bodenproben als Mischproben aus dem Zentrum der Säule entnommen (siehe hierzu Schema in Abbildung 7). Die Proben wurden bis zur weiteren Bearbeitung im Kühlschrank bei 4 °C gelagert.

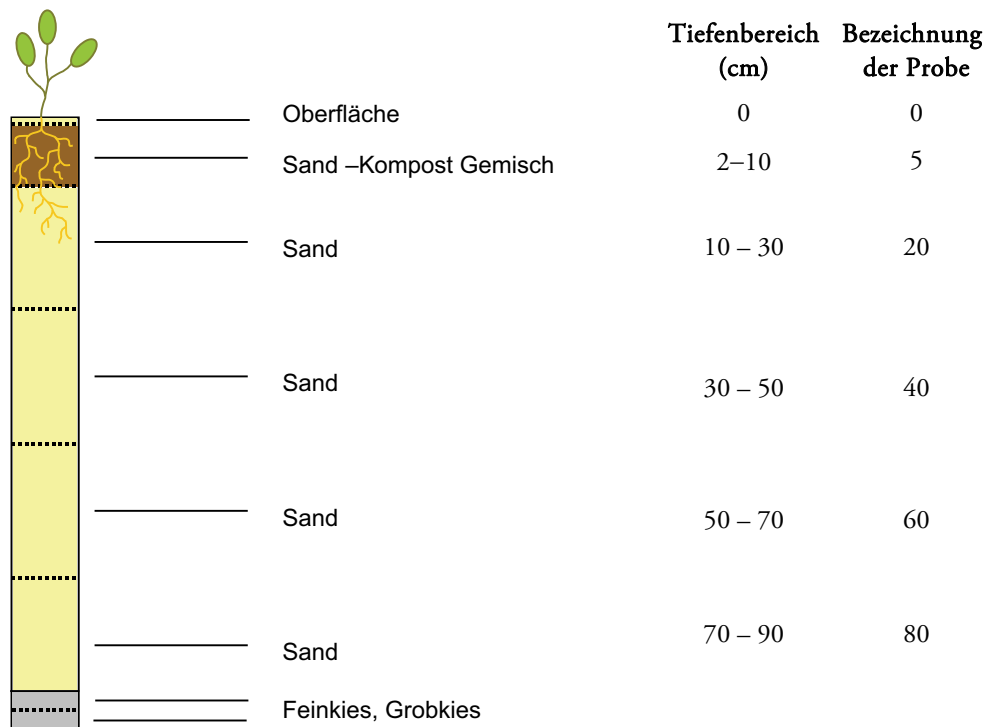


Abbildung 7: Schema einer Bodensäule (Ansätze 24 – 27) im Längsschnitt. Rechts Angabe der Probennahmepunkte als Tiefenbereiche in Zentimetern und daraus resultierende Probenbezeichnungen.

#### 2.5.2.5 Probennahme von Sickerwasser im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Das Sickerwasser, welches nach dem Gießen aus Töpfen und Säulen austrat, wurde in Kristallisierschalen (Glas) aufgefangen. Dazu standen jeweils bis zu 8 Töpfe des gleichen Ansatzes auf einer Kunststoff- Rinne, welche mit so viel Gefälle aufgestellt wurde, so dass sich das Wasser in den untergestellten Schalen sammelte. Unter die Bodensäulen wurden jeweils direkt Schalen gestellt. Ungefähr 5 – 10 Minuten nach dem Gießen wurde das gesammelte Wasser eines Ansatzes in braune Glasflaschen gefüllt und bei 4°C gelagert. Aus diesen Mischproben wurden Proben für weitere Untersuchungen genommen. Der Abstand der Probennahmen richtete sich nach der Menge des anfallenden Sickerwassers, die Proben aller Versuchsansätze wurden jedoch stets zeitgleich gezogen. Vor der Probennahme wurde das Gesamtvolumen des Sickerwassers pro Ansatz bestimmt.

Zur Analytik auf MKW und PAK wurden von Mischproben mit ausgeglühten Glaspipetten 2 x jeweils 10 ml Probe in ausgeglühte Rollrandflaschen (20 ml) pipettiert und mit teflonbeschichteten Silikonsepten (Sil/PTFE) verschlossen. Für die Bestimmung der Schwermetallgehalte, des pH-Wertes und der Leitfähigkeit wurden 2 x jeweils 20 ml Probe (Glaspipette) in Szintillationsgefäße (PE) pipettiert. Die Proben wurden bis zur Untersuchung bei 4°C aufbewahrt.



## 2.5.3 Pflanzenaufzucht und Inokulation

### 2.5.3.1 Versuchspflanzen für Vorversuche

Für den **Vorversuch** wurden jeweils 5 Exemplare der 6 ausgewählten Pflanzenarten (siehe Kap. 2.2) als Topfware in 11 cm Containern über die Firma Landschaftsbau Dittrich (Siedenburg) bezogen. Nach der Anlieferung wurden die Pflanzen zum Versuchsstart in KW 32 in 13er Rundtöpfe in das Sand- Kompost Gemisch getopft (6,6 % Vol Kompost). Dabei wurden, zur Ermittlung einer bereits vorhandenen Mykorrhizierung, Wurzelproben genommen (siehe Kap 2.5.2.1). Anschließend wurden die Pflanzen durch Spülen mit Leitungswasser weitgehend von anhaftender Erde befreit und der Wurzelballen etwas aufgelockert oder eingeschnitten. Bei Bedarf wurde der oberirdische Pflanzenteil leicht zurückgeschnitten. Zur Inokulation wurden jeweils ca. 20 g (1 Meßlöffel) „Inoq- Spezial“ (siehe Kap. 2.3) unter den Wurzelballen zugegeben. Die Erlen (*Alnus glutinosa*) wurden bereits in größeren Containern geliefert und deshalb in 23er Rundtöpfe getopft und mit 2 Meßlöffeln Inokulum versehen, welches rundherum auf den Wurzelballen gestreut wurde.

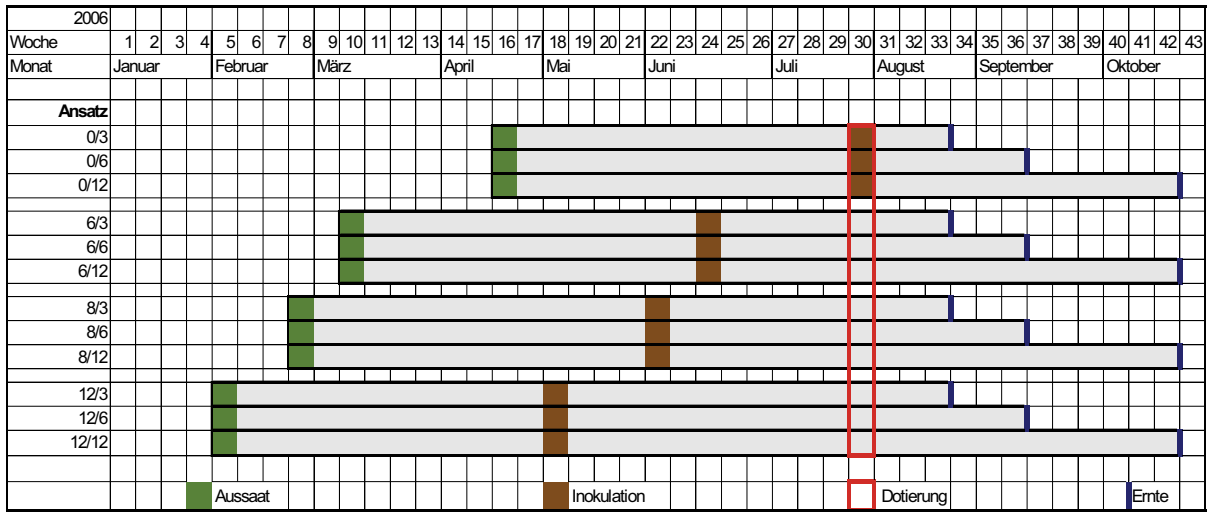
Die Pflanzen standen ohne Temperaturregelung und zusätzliche Beleuchtung 6 Wochen im Gewächshaus, wurden täglich gegossen, aber nicht gedüngt. Wegen starken Läusebefalls wurden die Versuchspflanzen in KW 38 unter Folie ins Freiland gestellt. Nach 12 Wochen (KW 44) wurde der Versuch beendet und erneut Wurzelproben zur Untersuchung der Mykorrhiza genommen.

### 2.5.3.2 Aufzucht von Versuchspflanzen für das Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Als Versuchspflanzen wurden *Lythrum salicaria*, *Filipendula ulmaria* und *Phragmites australis* ausgewählt. *L. salicaria* und *F. ulmaria* wurden über Saatgut, *P. australis* über Rhizomstücke vermehrt. Da gekauftes Saatgut nicht zum Keimen gebracht werden konnte, wurden Blutweiderich- und Mädesüß- Samen aus dem Freiland verwendet. Schilf- Rhizomstücke wurden von vorhanden Stauden (Topfware) geschnitten, gründlich gespült und alle bereits ausgebildeten Wurzeln entfernt um einer Mykorrhizierung durch Selbstinfektion vorzubeugen. Auf eine Beize oder chemische Sterilisation konnte so verzichtet werden. Die Anzucht erfolgte im Gewächshaus auf autoklaviertem Sand unter Glas bei 25 °C. Vom luftgetrockneten Substrat wurden und jeweils 600 g in 11 cm Rundtöpfe „Göttinger“ eingewogen und die gekeimten Pflanzen nach 4 Wochen zu jeweils drei Keimlingen pro Topf in das vorbereitete Substrat pikiert. Die ausgetriebenen Schilfrhizome wurden ebenfalls umgesetzt. Die weitere Aufzucht erfolgte in einer temperaturgeregelten Gewächshauskabine mit Pollenfilter, bei 21° C Tag- und 18° C Nachttemperatur. Nach ca. 6 Wochen wurden die Keimlinge auf ein Exemplar pro Topf vereinzelt. Die Pflanzen wurden täglich gegossen und bis zur Inokulation wöchentlich gedüngt (1 ‰ Düngelösung). Zur Inokulation wurden 3 Löcher um das Wurzelwerk gebohrt, in die jeweils ein gestrichener 5 ml- Messlöffel mit dem Mykorrhiza- Inokulum „Inoq- Spezial“ verteilt wurde. Nach der Inokulation wurden die Pflanzen nur noch alle 2 Wochen gedüngt. Auf regelmäßige Düngergaben konnte nicht verzichtet werden, da es in den kleinen Töpfen schnell zu Nährstoffmangel kam. Um vergleichbare Beprobungstermine für die Überprüfung der Mykorrhizierung zu erreichen, wurden die Pflanzen für die verschiedenen Ansätze zeitversetzt ausgesät. Ein Schema zur Bearbeitung der Versuchspflanzen gibt Abbildung 8 wieder.

Zwei Wochen nach der Inokulation musste Blutweiderich kräftig zurückgeschnitten werden, da die Pflanzen zu groß wurden. Eine Woche vor der Dotierung (Versuchsstart) wurden die

Pflanzen erneut zurückgeschnitten. Nach der Dotierung wurden die Pflanzen weiterhin regelmäßig gegossen und bis zur Probennahme alle 2 Wochen gedüngt.



**Abbildung 8:** Jahresschema für 2006 zur Bearbeitung der Versuchspflanzen. Kästchenfarbe grün = Aussaattermin, braun = Inokulation, rot = Dotierung, Ende der grauen Balken = Zeitpunkt der Ernte.

### 2.5.3.3 Versuchspflanzen für das Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Saatgut von Blutweiderich aus dem Freiland wurde in autoklaviertem Sand im Gewächshaus unter Glas bei 25 °C vorgezogen (KW 4) und nach 7 Wochen (KW 11) in das vorbereitete Versuchs- Substrat (pro Topf 600 g, luftgetrocknet, siehe auch Kap. 2.1) pikiert. Neben den Varianten in gedämpftem Substrat wurden auch einige Pflanzen in ungedämpftes Substrat gesetzt (siehe Kap. 2.6.1). Die Temperatur betrug 20 °C bei einer Luftfeuchte von 70 %. Die Pflanzen wurden täglich gegossen bzw. feucht gehalten und alle 2 Wochen gedüngt. In KW 16 wurde ein Teil der Pflanzen mit Mykorrhizapilz- Inokulum („Inoq- Spezial“) inokuliert (wie bereits in Kap. 2.5.3.2 beschrieben). Bis zum Versuchsbeginn (Dotierung in KW 27) wurde die Pflanzen zweimal zurückgeschnitten. Während des Versuches wurden die Pflanzen alle 2 Wochen gedüngt.

### 2.5.4 Kontrolle der Pflanzenvitalität

#### Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten:

Während des Versuches wurde der Zustand aller Versuchspflanzen täglich kontrolliert. Die Vitalität und der Entwicklungszustand der Pflanzen wurde durch eine optische Bewertung überprüft und dokumentiert. Es wurden Blattverfärbungen und sonstige Veränderungen (Welken, Blattfall, Blattflecken, Läuse, etc.) die auf Schäden durch den Schadstoffeinfluss hindeuten, schriftlich dokumentiert und fotografiert. Die Ergebnisse fließen jeweils in die Beschreibung der Vitalität ein, ohne tabellarisch dargestellt zu werden. Eine vereinfachte Darstellung der Ergebnisse stellt die Angabe der überlebenden Pflanzen als prozentualer Anteil der Gesamtanzahl dar.

#### Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:

Der Entwicklungszustand und die Vitalität von Blutweiderich wurde regelmäßig optisch überprüft. Auffällige Veränderungen wurden dokumentiert und in der Auswertung

berücksichtigt. Bei der Probennahme des Wurzelwerkes wurde der Anteil von neugebildeten, hellen Wurzeln am gesamten Wurzelballen geschätzt. Die Ergebnisse sind im Zusammenhang mit der Wurzelbiomasse dargestellt.

### **2.5.5 Bestimmung der Wurzelbiomasse**

#### **Nach 9 Versuchswochen (Zwischenproben):**

Eine Biomassebestimmung des Wurzelwerkes war für die Zwischenproben nicht vorgesehen.

#### **Nach 20 Versuchswochen (Endproben):**

Die Proben wurden in Papiertüten erst an der Luft, dann im Trockenschrank bei 70 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und ausgewogen.

### **2.5.6 Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade**

Der Mykorrhizierungsgrad wird als prozentualer Anteil der mykorrhizierten Wurzeln am gesamten für eine Besiedelung geeigneten Wurzelwerk angegeben, wobei sekundäre und abgestorbene Wurzeln nicht zu berücksichtigen sind (BRUNDRETT 2008). In dieser Arbeit wird der Mykorrhizierungsgrad angegeben als prozentualer Anteil der mykorrhizierten Wurzeln an der gesamten Probe, welche nur von geeigneten Wurzeln genommen wurde.

#### **2.5.6.1 Tintefärbung von Wurzeln zur Untersuchung der Mykorrhizierungsgrade**

Die Wurzelproben wurden nach der veränderten Methode von VIERHEILIG et al. (1998) mit handelsüblicher Tinte gefärbt. Die vorgenommenen Anpassungen für die verschiedenen Pflanzenarten sind in Tabelle 8 wiedergegeben. Die bei 4 °C in Leitungswasser gelagerten Wurzelproben wurden in 10 %iger KOH mindestens 10 Minuten (bei Bedarf länger, siehe Tabelle 7) bis zu einer Temperatur von 80–90 °C stark erhitzt. Anschließend wurden die Proben in den Einbettkassetten vorsichtig 4–5 mal mit Leitungswasser gewaschen und in 0,1-M-HCl oder 3 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> überführt. Je nach Pflanzenart verblieben die Proben dort für 10–20 Minuten. Die Proben wurden hiernach in die erhitzte Färbelösung (ca. 80 °C) gelegt und für 10 Minuten gefärbt.

Zum Entfärben wurden die Wurzeln für 20 Minuten in Leitungswasser mit ein paar Tropfen Essigsäure gegeben. Die Wurzeln wurden nun mit einer Federstahlpinzette aus den Einbett-Kassetten genommen und in mit Leitungswasser gefüllte Szintillationsgefäße umgesetzt. Bis zur Auswertung wurden die Proben im Kühlschrank bei 4 °C gelagert.

**Tabelle 7: Anpassungen der Färbemethode für die jeweilige Pflanzenart.** Verweildauer in den Aufschluss- und Bleich- Lösungen, sowie jeweils geeignete Tintensorte.

Pflanze und Kürzel	KOH (Min.)	HCl (Min.)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (Min.)	Tinte
<i>Acorus calamus</i>	20	15	-	Pelikan schwarz
<i>Alnus glutinosa</i>	40	20	20	Parker blau
<i>Eupatorium cannabinum</i>	35–40	-	15–20	Pelikan schwarz oder Parker blau
<i>Filipendula ulmaria</i>	40	-	20 (Lsg. mehrmals wechseln)	Pelikan schwarz
<i>Lythrum salicaria</i>	10	10	-	Pelikan schwarz oder Parker blau
<i>Phragmites australis</i>	10	10	-	Parker blau

### 2.5.6.2 Auswertungsverfahren für Mykorrhizierungsgrade

Zur Auswertung von gefärbten Wurzelproben hinsichtlich ihres mykorrhizierten Anteiles gibt es drei Möglichkeiten:

#### 1. Gridline- Intersect- Verfahren nach GIOVANETTI & MOSSE

Die am weitläufigsten verbreitete Methode (MCGONIGLE et al. 1990) zur Quantifizierung von Mykorrhizierung ist die Zählung nach GIOVANETTI & MOSSE (1980) über das Gridline-Intersect- Verfahren. Dazu wird eine Probe in einer Petrischale auf einem 1 cm Raster ausgebreitet und die horizontalen und vertikalen Linien mit einem Binokular abgesucht. Jede Überkreuzung mit einem Wurzelabschnitt wird gezählt und dabei in mykorrhiziert und nicht-mykorrhiziert unterschieden. Der Anteil infizierter Wurzeln sowie die Gesamtlänge können hierüber bestimmt werden. Nach eigenen Erfahrungen beträgt der Arbeitsaufwand nach dieser Methode 15–20 Minuten pro Probe.

#### 2. visuelle Schätzung

Zur visuellen Schätzung wird eine Probe in einer Petrischale ausgebreitet und der Anteil mykorrhizierter Teile zu nicht-mykorrhizierten mit einem Binokular abgeschätzt. Das Ergebnis ist hierbei sehr stark abhängig vom Individuum, welches die Auswertung vornimmt und Bedarf sicherlich der meisten Übung. Der Arbeitsaufwand für die Schätzung einer Probe liegt bei ca. 5 Minuten.

#### 3. Auszählung auf Objektträgern inklusive “magnified intersections method“ nach MCGONIGLE und Mitarbeitern

Zur Auszählung auf Objektträgern werden 1 cm lange Wurzelstücke einer Probe in 10er Gruppen auf einem Objektträger angeordnet und unter einem (geeichten) Mikroskop vermessen. Die Länge der infizierten Abschnitte in Millimeter werden mit der Gesamtlänge zu Prozentangaben verrechnet. Die Methode ist einerseits sehr genau, jedoch auch am zeitintensivsten. Außerdem besteht hier die größte Gefahr, bei der Auswahl der Wurzelstücke keine repräsentative Probe für das gesamte Wurzelwerk zu erhalten. Für große Proben ist die Methode ungeeignet, da nur genaue Aussagen über die Wurzelstücke in der Probe gemacht werden können und aufgrund des Zeitaufwandes nur verhältnismäßig wenig Wurzelstücke ausgewertet werden können.

#### In der Arbeit angewandte Methode:

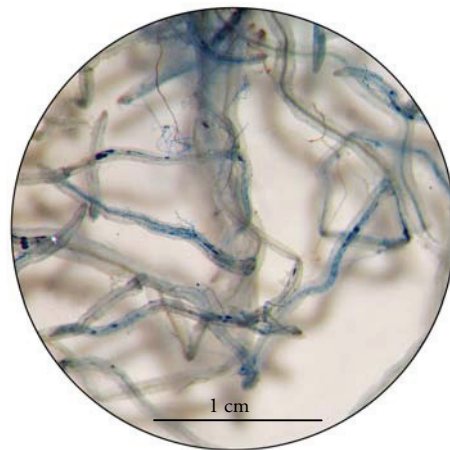
Als Methode zur Auswertung der gefärbten Wurzelstücke wurde die visuelle Schätzung gewählt und mit dem Gridline- Intersect- Verfahren nach GIOVANETTI & MOSSE (1980) abgeglichen. Die gefärbten Wurzelstücke einer Probe wurden in einer Glaspetrischale gleichmäßig verteilt und im Binokular mit 2-facher Vergrößerung der Mykorrhizierungsgrad der gesamten Probe,

gerundet auf eine 10 %ige Genauigkeit, abgeschätzt (vgl. Abbildung 9). Bei Bedarf wurden Abschnitte ergänzend auch unter dem Mikroskop betrachtet. Das Vorhandensein von Hyphen, Vesikeln, Arbuskeln und Sporen wurde separat notiert. Als „mykorrhiziert“ wurde ein Teil des Wurzelwerkes nur betrachtet, wenn zu den Hyphen auch Vesikel vorhanden waren.

Zur Überprüfung der Ergebnisse wurden zufällig ausgewählte Proben mit dem Grid- Line-Intersect- Verfahren nach GIOVANNETTI & MOSSE (1980) ausgezählt und die Ergebnisse mit der Schätzung verglichen. Zur besseren Übersicht wurden die Mykorrhizierungsgrade der Wurzelstückchen in folgende Klassen eingeteilt (Tabelle 8).

**Tabelle 8: Einteilung der Mykorrhizierungsgrade in Klassen**

Klasse/ Bezeichnung	Mykorrhizierungsgrad in Prozent absolut
+	vorhanden
1	< 5 %
2	5–25 %
3	25–50 %
4	50–75 %
5	75–100 %
5a	75–90 %
5b	90–100 %



**Abbildung 9: gefärbte Wurzelstücke mit Mykorrhiza bei 4-facher Vergrößerung im Binokular**

Aufgrund der großen Probenanzahl wurden die Schätzungen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen von 2 Personen durchgeführt, nachdem eine Abstimmung der Methode vorgenommen wurde. Die Ergebnisse der Schätzungen wurden in Stichproben immer wieder aufeinander abgestimmt.

### 2.5.7 Dotierung

Die Auswahl der Schadstoffe bezog sich auf die im begleiteten Projekt bereits ausgewählten und getesteten Stoffe, zu welche Vertreter der Schwermetalle, der PAK, von Monoaromaten und lang- und kurzkettigen Kohlenwasserstoffen gehören. Außerdem wurde MTBE (Bestandteil von Kraftstoffen) und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure als ein Wirkstoff von Pestiziden zugegeben. Die einzelnen Substanzen sind in Tabelle 9 aufgeführt. Für die Experimente dieser Arbeit wurden die Schadstoffe in drei Gruppen eingeteilt: „Schwermetalle“, „Kraftstoffrückstände“ und „Herbizid“.

Die Konzentration der Schadstoffe richtete sich nach der „Fünf- Jahres- Fracht“, welche in den Vorversuchen des begleiteten Projektes auf Pflanzenverträglichkeit sowie analytische Nachweisbarkeit geprüft wurde. Sie beinhaltet die Fracht an Schadstoffen, welche in 5 Jahren mit einer Anschlussfläche ( $A_r$ ) von 10:1 auf 1 m<sup>2</sup> Filterfläche versickert (die Größe einer Versickerungsanlage errechnet sich nach dem Arbeitsblatt DWA-A 138 auf der Basis eines 5-jährigen Regenereignisses, BSU 2006).

**Tabelle 9:** In den Experimenten eingesetzte Schadstoffe, ihre Einteilung in Schadstoffgruppen und verwendete Abkürzungen (Kürzel).

Schadstoff	Dotierungsmenge [mg/kg TS]	Schadstoffgruppe	Kürzel	Kürzel
Zink (als Zinkchlorid)	150 (reiner Zink)	Schwermetalle	SM	} Mix
Kupfer (als Kupfersulfat)	50 (reiner Kupfer)			
Acenaphthen	5	PAK, BTEX und MKW „Kraftstoffrückstände“	MKW	
Phenanthren	5			
Toluol	50			
Cyclohexan	50			
Dodecan C <sub>12</sub>	50			
Pentadecan C <sub>15</sub>	50			
Eicosan C <sub>20</sub>	50			
Methyltertbutylether, MtBE	0,5			
2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, (2,4-D)	0,5	Herbizid	H	

### 2.5.7.1 Aufbringen von Dotierlösungen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Die Dotierung (Versuchsstart, KW 30) erfolgte in zwei Arbeitsschritten an zwei aufeinander folgenden Tagen: die Lösung mit Schwermetallen wurde am ersten Tag appliziert, Lösungen mit PAK, MKW und dem Herbizid am zweiten Tag. *Filipendula ulmaria* und *Phragmites australis* wurden mit allen Schadstoffen dotiert („Mix“), *Lythrum salicaria* mit allen Schadstoffen gleichzeitig („Mix“) und auch mit den jeweiligen Schadstoffgruppen getrennt (siehe Kap. 2.6.2, Tabelle 19). Zur Dotierung wurden 3 Lösungen:

- Schwermetalle (SM),
- Kraftstoffsimulation (MKW) und
- Herbizid (H)

angesetzt und diese auf die jeweiligen Töpfe pipettiert. Ansätze mit halber oder einem viertel der Schadstoffmenge wurden mit entsprechend weniger Lösung versehen.

Die **Schwermetalle** Kupfer und Zink wurden als Kupfersulfat und Zinkchlorid in Wasser gelöst. Zur Herstellung der Lösung mit den Bestandteilen von **Kraftstoffen** (MKW) wurden die berechnete Menge der Einzelsubstanzen (siehe Tabelle 9) abgewogen und ineinander gelöst. Der Wirkstoff 2,4-D (**Herbizid**) ist in Wasser unlöslich und wurde deshalb in Aceton gelöst und mit Leitungswasser aufgefüllt. Die Dotierung der Versuchsansätze kennzeichnete den Versuchsstart in KW 30.

#### 2.5.7.1.1 Vortest der Dotierung

Um letale Schäden an den Versuchspflanzen auszuschließen, wurde 2 Wochen vor dem Versuchsstart (und damit der Dotierung aller Versuchspflanzen), die Dotierungsmenge an Blutweiderich getestet. Die Schadstoffmengen lagen aufgrund etwas kleinerer Töpfe höher als im Experiment: 60 mg/kg Kupfer, 180 mg/kg Zink und entsprechend 6 mg/kg der PAK, jeweils 60 mg/kg der MKW, 0,6 mg/kg MtBE und 2,4-D. Die Exemplare von Blutweiderich waren zum Zeitpunkt des Tests 23 Wochen alt und entsprachen den Versuchsansätzen 12/x (vgl. Tabelle

19). Der Test diente zur optischen Einschätzung von Schäden an den Versuchspflanzen. Boden- oder Wurzelproben wurden nicht analysiert.

### 2.5.7.2 Aufbringen von Dotiersand und Lösungen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Entsprechend dem Vorgehen in den Lysimeterexperimenten des begleiteten Projektes wurde im zweiten Experiment Sand mit „Kraftstoffrückständen“ und dem Herbizid dotiert, welcher auf die Bodenoberflächen der Versuchssubstrate aufgebracht wurde. Die Schwermetalle wurden als wässrige Lösung zugegeben.

Zur Dotierung mit MKW/PAK und 2,4-D wurde autoklavierter, luftgetrockneter Sand verwendet, welcher mit den entsprechenden Mengen von MKW/PAK-Lösung und 2,4-D-Lösung versetzt wurde. Der Sand wurde in mehreren Portionen auf einem Überkopfschüttler über Nacht durchgemischt. Der Gesamt- Gehalt für Dodecan, Pentadecan und Eicosan betrug 1800 mg/kg TS im Dotiersand, für PAK 120 mg/kg. Zur Dotierung der Töpfe und Säulen wurden jeweils 50 g des Dotiersandes zügig abgewogen und auf der Oberfläche des Pflanzsubstrates verteilt.

Die Schwermetalle Kupfer und Zink wurden wegen der hervorgerufenen Schäden an den Pflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten in 4 Teildotierungen in Abständen von 2 Wochen auf die Versuchstöpfe und Säulen aufgebracht. Die entsprechenden Mengen Kupfersulfat und Zinkchlorid wurden in Wasser gelöst, jeweils auf 50 ml verdünnt und auf den Töpfen verteilt. Die Dotierung erfolgte in den selben Endkonzentrationen wie schon im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten (siehe hierzu Tabelle 9).

Eine Überprüfung der Wiederfindungsrate von MKW und PAK nach Aufbringen des Dotiersandes fand aus bis heute ungeklärten Ursachen nicht statt. Vom Dotiersand wurden Rückstellproben in verschlossenen Glasflaschen bei Raumtemperatur gelagert und am Ende der Versuche analysiert.

Obwohl aus Kosten- und Zeitgründen keine Analysen von 2,4-D vorgenommen werden konnten, wurde der Wirkstoff in den Experimenten dotiert. Damit wurde die Kombination der Schadstoffe beibehalten um eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen des begleiteten Projektes zu schaffen.

### 2.5.7.3 Dotierung mit Natriumchlorid

Zur Berechnung der Dotierungsmengen wurde die höchste durchschnittliche Chloridkonzentration, die laut Literatur in entsprechenden Untersuchungen gemessen wurde, herangezogen (357 mg Cl/l in KASTING 2002) und in Natriumchlorid umgerechnet (gerundet 600 mg NaCl/l). Ausgehend davon wurde anhand von durchschnittlichen Niederschlagsmengen unter Berücksichtigung der Anschlussfläche eines Bodenfilter die Salzfracht berechnet, die damit auf eine Filterfläche einwirkt. (Niederschlagsmenge 750 l/m<sup>2</sup>/a, bei 10-facher Anschlussfläche, bezogen auf eine Topfoberfläche von 80 cm<sup>2</sup> ergibt sich eine tägliche Wassermenge von 0,164 l/d). Um also die von KASTING (2002) gemessene Höchstkonzentration in Oberflächenabwässern zu dotieren, müssen 164 ml/d bei einer Konzentration von 600 mg NaCl/l eine Fracht von 98,4 mg NaCl pro Tag und Topf enthalten. Dieser Wert wurde gerundet auf 100 mg NaCl als „Tagesdosis“ für die Versuche mit Salzdotierung übernommen. Da die berechnete tägliche Wassermenge von 164 ml einen Pflanzenfilter mit einer Bodensäule von 1 m Tiefe durchlaufen würde, käme es in den nur ca. 10 cm hohen Töpfen zu einer viel stärkeren Auswaschung. Die tägliche Gießmenge wurde deshalb auf 50 ml pro Topf reduziert. Die Ansätze wurden mit den so

berechneten Salzlösungen entweder täglich oder einmal pro Woche gegossen, wie in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 10: Übersicht der Salzlösungen und Frachten für die Dotierung von *Lythrum salicaria* mit Natriumchlorid.

Bezeichnung Versuchsansatz	Gießvolumen [ml]	Dotierung	NaCl Konzentration [mg/l]	NaCl Fracht pro Topf und Woche [mg]	NaCl Fracht pro Woche [mg/kg] TS
NaCl täglich	50	6 Tage/Woche	2000	600	1000
NaCl wöchentlich	50	1 Tag/Woche	14000	700	1166

#### 2.5.7.4 Dotierung im Experiment zur Beobachtung der Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria*

Um die Entwicklung der Wurzeln beobachten zu können wurden 9 ca. 10 Wochen alte Pflänzchen von *Lythrum salicaria* als Hydrokultur mit Nährlösung in Glasflaschen gesetzt. Sechs Pflanzen wurden in Rhizotrone aus Petrischalen mit ca. 10 cm Durchmesser und jeweils 120 g Substrat gepflanzt. Der Boden wurde (entsprechend der anderen Experimente) mit Gehalten von 0,5 mg/kg 2,4-D dotiert. Die 2,4-D- Konzentration in den Hydrokulturen betrug 0,5mg/l.

Die Pflanzen wurden einmal pro Woche mit frischer 2,4-D- Lösung in den angegeben Konzentrationen dotiert. In den Rhizotrone wurde dazu frische Lösung auf die Bodenoberfläche pipettiert, in den Flaschen wurde die komplette Flüssigkeit nach unten stehendem Schema gewechselt (Tabelle 11).

Tabelle 11: Versuchsansätze und Dotierungsschema zur Darstellung der Auswirkungen von 2,4-D auf die Wurzeln von *Lythrum salicaria*. \*Zusammensetzungen der 2,4-D- und Aceton- Lösungen im Text, Ingestad- Lösung im Anhang.

Pflanze Nr.	Behältnis	Wasser[ml]	Ingestad- Lösung [ml]	2,4-D- Lösung* [ml]	Aceton- Lösung* [ml]	Wasser [ml]
1, 2, 3	Flasche	48	1,00	1,25	-	-
4, 5, 6	Flasche	48	1,00	-	0,625	-
7, 8, 9	Flasche	48	1,00	-	-	2,00
<b>Boden [g] TS</b>						
10, 11, 12	Rhizotron	120	-	3,00	-	-
13, 14, 15	Rhizotron	120	-	-	-	-

Die **2,4-D- Lösung** entsprach der im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. 2,4-D wurde in Aceton gelöst und mit Wasser aufgefüllt (Wasser/Aceton 4:1). Die verwendete **Aceton-Lösung** bestand aus einem Wasser/Aceton- Gemisch im Verhältnis 4:1. Während des Versuches wurde die Entwicklung der Wurzeln sorgfältig beobachtet und wöchentlich fotografisch festgehalten. Die wöchentliche Dotierung erfolgte über einen Zeitraum von 5 Wochen, nach 8 Wochen wurde der Versuch beendet.

#### 2.5.8 MKW/PAK-Analytik

Die Ermittlung der MKW- und PAK-Gehalte von Bodenproben erfolgte über eine Lösemittel-extraktion und anschließende Messung am Gaschromatographen mit Massenspektrometer (GC-MS). Die MKW/PAK aus Wasserproben wurden mittels SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction) extrahiert (Twister™ GERSTEL GmbH) und nach Thermodesorption am Gaschromatographen mit Massenspektrometer gemessen. Die Auswertung sämtlicher Daten erfolgte mit der Software



„GC- Chem- Station“ (Agilent Technologies). Nach Aufbereitung und Extraktion der Proben wurden diese in der zentralen instrumentellen Analytik des Zentrums für Umweltforschung und nachhaltige Technologien (UFT) gemessen und ausgewertet. Mit Ausnahme der Ergebnisse der Headspace-Analysen standen sämtliche Messergebnisse erst zwei Jahre nach Abschluss des Experimentes zur Verfügung.

### 2.5.8.1 Extraktion und Analyse von Bodenproben

Zur Extraktion der Bodenproben für die Analyse von Mineralölkohlenwasserstoffen und PAK wurde jeweils 5 g Boden in ausgeglühte Rollrandflaschen (20 ml) eingewogen. Der Boden wurde mit 2 ml Aceton und 8 ml Heptan (einige Proben: Hexan) versetzt, die Gefäße verschlossen (Butylgummi/PTFE- Septen) und für eine Stunde auf einem Überkopfschüttler geschüttelt. Hiernach wurde die Gefäße geöffnet, das Lösemittelgemisch mit einer Einweg- Plastikspritze entnommen und nach Passage durch einen Teflon- Spritzenvorsatzfilter (PTFE, 0,45 µm) in ausgeglühte 1 ml Rollrandflaschen gefüllt und mit NK/FEP- Septen (Naturkautschuk, teflonkaschiert) verschlossen. Die Messungen erfolgten am Gaschromatographen mit Massenselektionsdetektor (siehe Tabelle 12). Die analytische Bestimmungsgrenze für MKW liegt mit dieser Methode erfahrungsgemäß bei 1 mg/kg TS (EGGERSTEDT-LEHMANN 2005, HETTWER 2006). Die Bestimmungsgrenze der Proben liegt durch Hintergrundwerte infolge von Probenaufbereitung und Bodenmatrix erfahrungsgemäß bei 100 mg/kg TS (HETTWER 2006, LAGA 2008).

**Tabelle 12: Geräteparameter zur Ermittlung der MKW- und PAK-Gehalte der extrahierten Bodenproben.**

<b>Gerät</b>	GC HP 6890
<b>Injektor</b>	Kaltaufgabesystem (KAS-4) 260 °C
<b>Injektionsvolumen</b>	2 µl splitlos
<b>Trennsäule</b>	30m*250µm*0,50µm, "Supreme-5" (CS Chromatographie- Service)
<b>Trägergas</b>	Helium
<b>Temperaturprogramm</b>	Start 50°C für 8 Min. Hochheizen auf 250°C in 20 Min. (10°C/Min.) Gesamtlaufzeit 55 Min.
<b>Detektor</b>	Massenselektionsdetektor MSD

Bei der Auswertung wurden nur die dotierten Substanzen Acenaphthen, Phenanthren und die Alkane C<sub>12</sub>, C<sub>15</sub>, C<sub>20</sub> und ihre direkten Abbauprodukte C<sub>12en</sub>, C<sub>14</sub>, C<sub>12en</sub>, C<sub>16</sub>, C<sub>16en</sub> und C<sub>18en</sub> pro kg Boden bestimmt. Mit den Ergebnissen der Trockengewichtsbestimmung des Bodens (siehe Kap. 2.5.12) erfolgte eine Umrechnung auf die jeweilige Trockensubstanz.

### 2.5.8.2 Headspace- GC- Analyse

Bei der Untersuchung der Zwischenproben (KW 36, nach 9 Versuchswochen) wurde überprüft, ob die leichtflüchtigen dotierten Substanzen Toluol, Cyclohexan und MtBE noch aus dem Boden ausgasen. Hierzu wurde jeweils 5 g Boden direkt bei der Probennahme in ausgeglühte Rollrandflaschen (20 ml) eingewogen und sofort mit Bördelkappen (Sil/PTFE- Septen) verschlossen. Anschließend wurde am Gaschromatographen mit Flammenionisationsdetektor (FID) die Gasphase der Proben analysiert (Headspace Messung). Die Geräteparameter gibt Tabelle 13 wieder.

**Tabelle 13:** Geräteparameter zur Ermittlung der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe (Toluol, Cyclohexan) und MtBE aus Bodenproben (Headspace- Analyse).

<b>Gerät</b>	GC HP 6890
<b>HS- Bedingungen</b>	Thermostatisierung 30 Min. bei 80 °C
<b>Injektor</b>	230 °C auf Quarzwolle
<b>Injektionsvolumen</b>	200 µl
<b>Trennsäule</b>	50m*320µm*3µm, "SE-54"
<b>Trägergas</b>	Helium
<b>Temperaturprogramm</b>	Start 50°C für 2 Min. Hochheizen auf 220°C mit 6°C/Min. Gesamtlaufzeit 49 Min.
<b>Detektor</b>	Flammenionisationsdetektor FID

Die Messwerte wurden auf 20 ml Luftraum und 5 g Boden bezogen. Eine Umrechnung auf die jeweilige Trockensubstanz wurde nicht vorgenommen, da keine der Substanzen detektiert werden konnte (siehe Anhang).

### 2.5.8.3 Extraktion und Analyse von Sickerwasserproben

Die Extraktion der Kohlenwasserstoffe aus den Wasserproben per GC-MS erfolgte mittels SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction) über Twister™ (GERSTEL GmbH). Die Geräteparameter gibt Tabelle 14 wieder.

**Tabelle 14:** Geräteparameter zur Ermittlung der MKW- und PAK-Gehalte der Sickerwasserproben.

<b>Gerät</b>	GC HP 6890
<b>Injektor</b>	260 °C
<b>Injektionsvolumen</b>	n.a.
<b>Trennsäule</b>	30m*250µm*0,50µm, "Supreme-5" (CS Chromatographie- Service)
<b>Trägergas</b>	Helium
<b>Temperaturprogramm</b>	Start 50°C für 8 Min. Hochheizen auf 250°C in 10 Min. (20°C/Min.) Gesamtlaufzeit 45 Min.
<b>Detektor</b>	Massenselektionsdetektor MSD

## 2.5.9 Schwermetallanalytik

### 2.5.9.1 Extraktion von Bodenproben für Schwermetallanalytik

Die Extraktion erfolgte mit Na-EDTA- Lösung zur Komplexbildung der Schwermetalle (SCHEFFER 2002). Es wurden fabrikneue 500 ml PE-Weithalsflaschen verwendet, welche vor jeder Extraktion erneut konditioniert wurden. Dazu wurden sie mehr als 24 Std. mit 2 % HNO<sub>3</sub> gefüllt, anschließend mit WEK zweimal gespült und im Trockenschrank getrocknet. In die vorbereiteten Gefäße wurden mit einem Plastiklöffel jeweils 10 g oder 20 g luftgetrockneter Boden eingewogen. Die Bodeneinwaage wurde mit 200 ml einer 0,05 m Na-EDTA versetzt und für 2 Stunden auf einem Überkopfschüttler geschüttelt. Anschließend wurden 10 ml der Bodenlösung in konditionierte Szintillations- Gefäße überführt, in die bereits 20 µl 65 % HNO<sub>3</sub> vorgelegt war (Ansäuerung auf 2 %). Verwendete Pipettenspitzen wurden vor Gebrauch mit

1–2 % HNO<sub>3</sub> und WEK gespült und getrocknet. Die extrahierten Proben wurden bis zur Messung bei 4 °C im Kühlschrank aufbewahrt.

### 2.5.9.2 Aufbereitung von Wasserproben für Schwermetallanalytik

Die Wasserproben wurden nach der Probennahme in dunklen Glasflaschen bei 4 °C gelagert. Für die Schwermetallanalytik wurden 10 ml Probe in konditionierten Szintillations- Gefäßen (siehe oben) mit 65 % HNO<sub>3</sub> versetzt (Ansäuerung auf 2 %).

### 2.5.9.3 Analyse von Kupfer mit Atomabsorptionsspektrometrie GF-AAS

Die Messung der Wasserproben und der Extrakte aus Bodenproben erfolgte am Perkin Elmer Zeeman A3030 Graphitrohr- AAS. Alle Messungen wurden mit Plattform nach STPF- Konzept (Stabilized Temperature Platform Furnace), jedoch ohne Zugabe von Matrixmodifiern durchgeführt. Kupfer wurde bei 324,8 nm, LowSlit 07 nm bestimmt. Die Programme für Aufheizung und Messphase des Gerätes sind Tabelle 15 und Tabelle 16 zu entnehmen.

Das Gerät wurde vor jeder Messung mittels automatischer Kalibrierung über 3 Eichlösungen geeicht bzw. eine gespeicherte Eichung überprüft. Alle Messungen wurden als Doppel- oder Mehrfachbestimmung durchgeführt.

Tabelle 15: Programm für Kupfer Messungen der Wasserproben am Perkin Elmer A3030 Graphitrohr- AAS.

Schritt Nr.	Ofentemperatur [°C]	Rampe [s]	Zeit [s]	Gasstrom [ml/min]	Messung
1	90	20	20	300	-
2	130	20	15	300	-
3	1000	10	15	300	-
4	2300	0	4	0	*
5	2650	1	2	300	-
6	20	2	5	300	-

Tabelle 16: Programm für Kupfer Messungen der Extrakte aus Bodenproben am Perkin Elmer A3030 Graphitrohr- AAS.

Schritt Nr.	Ofentemperatur [°C]	Rampe [s]	Zeit [s]	Gasstrom [ml/min]	Messung
1	90	20	20	300	-
2	130	20	15	300	-
3	400	25	1	300	-
4	1000	10	15	300	-
5	2300	0	6	0	*
6	2650	1	2	300	-
7	20	2	5	300	-

### 2.5.9.4 Analyse von Schwermetallgehalten in oberirdischen Pflanzenteilen von *Lythrum salicaria*

Für den Aufschluss des Pflanzenmaterials wurden die Sprossproben mit entmineralisiertem Wasser gereinigt und mit einer Keramikscherer in ca. 1 cm große Stücke zerkleinert. Nach Lyophilisierung der Proben erfolgte eine Pulverisierung in der Kugelmühle (Mahlwerk Sinterkorund). Anschließend wurden 200 mg Probe mit 2 ml HNO<sub>3</sub> Suprapur versetzt und ein Druckaufschluss (12 h bei 85 °C; Teflongefäße) durchgeführt. Die Probe wurden mit 20 ml

entmineralisiertem Wasser versetzt und der Extrakt filtriert (Faltenfilter). Die Aufbreitung aller Proben wurde von Dr. Ingo Dobner durchgeführt. Sämtliche Proben wurden an der Hochschule Bremen am Flammen- AAS (Perkin Elmer Analyst 400 Perkin Elmer, USA) bei 213,9 nm (Zn) und 324,8 nm (Cu) gemessen.

### 2.5.10 Bestimmung der Leitfähigkeit in Boden und Sickerwasser

#### Boden

Die Ermittlung der Leitfähigkeit der Bodenproben wurde nach STEUBING & FANGMEIER (1992) durchgeführt. Dazu wurden 10 g luftgetrockneter Boden in 250 ml PE-Schraubflaschen eingewogen und mit 100 ml bidest. Wasser versehen. Die Proben wurden 30 Minuten auf einem Überkopfschüttler geschüttelt und anschließend die Leitfähigkeit [mS] im Überstand mit einem Leitfähigkeitsmessgerät (PNT 3000 COMBI) gemessen.

#### Wasser

Die Leitfähigkeit der Wasserproben wurde ohne weitere Aufbereitung direkt mit dem Leitfähigkeitsmessgerät bestimmt.

### 2.5.11 Bestimmung von pH-Werten in Boden und Sickerwasser

#### Boden

Für alle Proben wurde der „aktuelle“ pH-Wert in der Bodenlösung bestimmt, wofür destilliertes Wasser zur Aufschlammung der Bodenprobe benutzt wird (STEUBING & FANGMEIER 1992). Die Werte liegen etwas höher als mit KCl oder CaCl<sub>2</sub>, spiegeln aber die tatsächliche Situation im Boden wieder, da keine zuvor an Bodenkolloide gebundene Protonen abgelöst werden.

Jeweils 10 g luftgetrockneter Boden wurde in 50 ml PE-Schraubgefäße eingewogen. Diese wurden mit 25 ml bidest. Wasser versetzt und für 30 Minuten geschüttelt (Überkopfschüttler). Der pH-Wert des Überstandes wurde bei leichten Bewegungen mit einer Glaselektrode (Einstabmesskette) bestimmt. Der Wert wurde abgelesen, wenn die Anzeige für 1 Minute stabil blieb bzw. nur noch minimale Schwankungen von 0,02 Einheiten auftraten.

#### Wasser

Der pH-Wert der Wasserproben wurde direkt mit einer Glaselektrode (Einstabmesskette) bestimmt.

### 2.5.12 Bestimmung der Trockengewichte von Boden

Als Bezugsgröße für Kupfergehalte, MKW/PAK-Gehalte und die koloniebildenden Einheiten (KBE) wurde das Trockengewicht der Bodenproben bestimmt. Dazu wurden jeweils 10 g Boden (bei kleinen Probenmengen 5 g) in (vorgewogene) Glaspetrischalen eingewogen und bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

### 2.5.13 Datenauswertung

Aufgenommene Rohdaten wurden zunächst mit MS Excel verarbeitet und Diagramme erstellt. Anschließend wurden die Datensätze mit PASW (SPSS) analysiert. Eine Normalverteilung wurden mittels Kolmogorov- Smirnov- Test überprüft ( $\alpha = 0,05$ ). Bei Normalverteilung und ausreichend großen Stichprobenumfang wurde eine Varianzanalyse über eine einfaktorielle ANOVA mit Post- Hoc- Tets (Scheffé) durchgeführt ( $\alpha = 0,05$ ). War keine Normalverteilung

gegeben, wurden die Daten mit dem parameterfreien Test nach Kruskal- Wallis ( $\alpha = 0,5$ ) für mehrere Variablen und evtl. nachfolgend mit dem U-Test nach Mann & Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) analysiert. Voneinander abhängige Daten bzw. verbundenen Stichproben wurden nach Wilcoxon ( $\alpha = 0,05$ ) getestet.

## 2.6 Versuchsdesign

### 2.6.1 Vorversuch

Für die Voruntersuchungen im Jahre 2005 wurden Pflanzen ausgewählt, die aufgrund ihrer Anpassung an wechselfeuchte Standorte für einen Pflanzenbodenfilter als Alternative zum Schilfbeet in Frage kommen. In einem umfassenden Screening im Rahmen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ wurden bereits 18 Pflanzenarten hinsichtlich ihres Toleranzpotenzials gegenüber hohen Schadstoffbelastungen periodisch wechselnden Phasen von Staunässe und Trockenheit untersucht (DOBNER & HOLTHUIS 2007).

Aus diesem Pflanzenspektrum wurden für eigene Versuche solche Exemplare ausgewählt, die sich als widerstandsfähig gegenüber den eingesetzten Schadstoffen gezeigt haben und unter diesen Bedingungen eine Mykorrhiza besaßen. Der Vorversuch wurde mit jeweils 5 Exemplaren der in Tabelle 17 dargestellten Pflanzenarten durchgeführt.

**Tabelle 17: Verzeichnis der ausgewählte Pflanzenarten für Vorversuche zu Mykorrhizierbarkeit mit dem Produkt „Inoq- Spezial“.**

lat. Name	Trivialname deutsch (englisch)	Eigenschaften	Einordnung mittels Feuchtezahl nach ELLENBERG et al. (1991)
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus (Sweet grass)	gute Schadstofftoleranz und Mykorrhizierung in vorangegangenen Untersuchungen,	<b>10 Wechselwasserzeiger</b> (Wasserpflanzen, die längeres Trockenfallen des Bodens ertragen, bzw. längere Zeit ohne Wasserbedeckung des Bodens auskommen)
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarzerle (Alder)	sehr gute Schadstofftoleranz in vorangegangenen Untersuchungen, Ekto- und VA- Mykorrhiza,	<b>9 = Nässezeiger</b> (auf durchnässen, luftarmen Böden) und <b>Überschwemmungszeiger</b> (auf mehr oder minder regelmäßig überschwemmten Böden)
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Wasserdost (Hemp-agrimony)	gute Mykorrhizierung in vorangegangenen Untersuchungen, Schadstofftoleranz gegeben,	<b>7 Feuchtezeiger</b> (auf durchfeuchteten aber nicht nassen Böden).
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß (Meadow-sweet)	Einsatz in Pflanzenklär- und Versickerungsanlagen, lt. Literatur keine Mykorrhiza- Pflanze,	<b>8</b> Zwischen <b>7 Feuchtezeiger</b> und <b>9 Nässezeiger</b> stehend
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich (Purple loosestrife)	sehr gute Schadstofftoleranz und Mykorrhizierung in vorangegangenen Untersuchungen, verträgt Trockenfallen des Bodens	<b>8 -</b> Zwischen <b>7 Feuchtezeiger</b> und <b>9 Nässezeiger</b> stehend, außerdem Zeiger für starken Wechsel zwischen Feuchte und Nässe
<i>Phragmites australis</i>	Schilf (Common reed)	akzeptable Schadstofftoleranz in vorangegangenen Untersuchungen, akzeptable Mykorrhizierung,	<b>10 Wechselwasserzeiger</b> (s.o.)

Die Stauden wurden im August 2005 beim Umtopfen in das Sand- Kompost Gemisch mit dem Inokulum „Inoq- Spezial“ der Firma INOQ beimpft. Direkt vor der Inokulation und nach

12 Wochen Versuchslaufzeit (November 2005) wurden Wurzelproben genommen, um den Mykorrhizierungsgrad zu bestimmen.

## 2.6.2 Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Um einen verbesserten Abbau von Schadstoffen durch die besondere Abbauleistung von Mykorrhizapilzen in einem bepflanzten Bodenfilter nutzen zu können, sollte auch eine stabile Mykorrhiza ausgebildet werden können bzw. hohe Mykorrhizierungsgrade erreicht werden. Welche Einflussgrößen die Ausbildung und Entwicklung der Mykorrhiza beeinflussen, wurde im Jahre 2006 im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten untersucht. Hierzu wurden die folgenden Parameter ausgewählt: verschiedene Schadstoffgruppen, verschiedene Schadstoffgehalte und unterschiedliche Inokulationszeitpunkte vor der Dotierung (stellvertretend für die Inbetriebnahme eines Bodenfilters).

### 2.6.2.1 Versuchsaufbau des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten

Zum Vergleich mykorrhizierter und nicht-mykorrhizierter Versuchsansätze mussten mykorrhiza-freie Pflanzen als Vergleichsexemplare zur Verfügung stehen. Da gekaufte Stauden größtenteils schon mykorrhiziert waren, wurden alle Versuchspflanzen aus Saatgut herangezogen und nur Substrat verwendet, in welchem zuvor Mykorrhizapilze durch Dämpfen abgetötet wurden. Um eine spontane Mykorrhizierung, wie sie im Freiland durchaus vorkommen kann, zu verhindern, wurde der Versuch als Topfexperiment im Gewächshaus durchgeführt.

Die Versuchspflanzen wurden im Alter von 11–12 Wochen (*Lythrum salicaria*, *Filipendula ulmaria*) oder 14 Wochen (*Phragmites australis*) inokuliert. In verschiedenen Stadien der Etablierung der Mykorrhiza wurden die Pflanzen mit ausgewählten Schadstoffen dotiert, also in unterschiedlichen zeitlichen Abständen nach der Inokulation oder zeitgleich mit ihr. Dazu wurden die Pflanzen in Woche 0, 6, 8 und 12 nach der Inokulation mit allen Schadstoffen oder den einzelnen Schadstoffgruppen dotiert. Die Entwicklung der Mykorrhiza wurde durch eine Probenahme zu 3 Zeitpunkten (3, 6 und 12 Wochen) nach der Dotierung untersucht. Kontrollpflanzen des jeweils gleichen Alters wurden nicht dotiert. Eine Übersicht der Versuchsansätze gibt Tabelle 18 wieder.

Blutweiderich wurde mit allen Schadstoffen und mit jeweils nur einer Schadstoffgruppe (Schwermetalle, Herbizid, MKW/PAK, siehe Kurzübersicht oder Tabelle 9) dotiert, um unterschiedliche Wirkungen auf die Mykorrhizierung abschätzen zu können. Zusätzlich wurde jeweils ein Ansatz nur mit der halben sowie mit einem Viertel der Schadstoffmenge versetzt.

**Tabelle 18:** Auflistung der Versuchsansätze 2006 im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Angaben der Kalenderwochen für Aussaat, Inokulation, Dotierung und Ernte der Pflanzen. Stichprobenumfang  $n = 5$  pro Ansatz. Mix = alle Schadstoffe, K = Kontrolle, MKW = MKW/PAK, H = Herbizid, SM = Schwermetalle, KW = Kalenderwoche. Die Ansatzbezeichnung setzt sich zusammen aus: Abstand von Inokulation zu Dotierung (=Etablierungszeit)/Versuchswoche und dem Schadstoffkürzel, z.B.: 6/3 SM oder 8/12 K.

Pflanze	Aussaat [Kalenderwoche]	Inokulation [Kalenderwoche]	Dotierung (= Versuchsbeginn) [Kalenderwoche]	Abstand Inokulation zu Dotierung [Wochen]	dotierte Schadstoffgruppe	Ansatzbezeichnung „Ernte I“ nach 3 Versuchswochen (KW 33)	Ansatzbezeichnung „Ernte II“ nach 6 Versuchswochen (KW 36)	Ansatzbezeichnung „Ernte III“ nach 12 Versuchswochen (KW 42)
<i>Lythrum s.</i>	19	30	30	0	Mix	0/3 Mix	0/6 Mix	0/12 Mix
<i>Lythrum s.</i>	13	24	30	6	Mix	6/3 Mix	6/6 Mix	6/12 Mix
<i>Lythrum s.</i>	11	22	30	8	Mix	8/3 Mix	8/6 Mix	8/12 Mix
<i>Lythrum s.</i>	07	18	30	12	Mix	12/3 Mix	12/6 Mix	12/12 Mix
<i>Lythrum s.</i>	19	30	-	(0)	- (Kontrolle)	0/3 K	0/6 K	0/12 K
<i>Lythrum s.</i>	13	24	-	(6)	- (Kontrolle)	6/3 K	6/6 K	6/12 K
<i>Lythrum s.</i>	11	22	-	(8)	- (Kontrolle)	8/3 K	8/6 K	8/12 K
<i>Lythrum s.</i>	07	18	-	(12)	- (Kontrolle)	12/3 K	12/6 K	12/12 K
<i>Lythrum s.</i>	13	-	30	(6)	Mix	-/3 Mix	-/6 Mix	-/12 Mix
<i>Lythrum s.</i>	13	24	30	6	MKW	6/3 MKW	6/6 MKW	6/12 MKW
<i>Lythrum s.</i>	11	22	30	8	MKW	8/3 MKW	8/6 MKW	8/12 MKW
<i>Lythrum s.</i>	07	18	30	12	MKW	12/3 MKW	12/6 MKW	12/12 MKW
<i>Lythrum s.</i>	13	24	30	6	Herbizid	6/3 H	6/6 H	6/12 H
<i>Lythrum s.</i>	11	22	30	8	Herbizid	8/3 H	8/6 H	8/12 H
<i>Lythrum s.</i>	07	18	30	12	Herbizid	12/3 H	12/6 H	12/12 H
<i>Lythrum s.</i>	13	24	30	6	Schwermetalle	6/3 SM	6/6 SM	6/12 SM
<i>Lythrum s.</i>	11	22	30	8	Schwermetalle	8/3 SM	8/6 SM	8/12 SM
<i>Lythrum s.</i>	07	18	30	12	Schwermetalle	12/3 SM	12/6 SM	12/12 SM
<i>Lythrum s.</i>	13	-	30	(6)	Schwermetalle	-/3 SM	-/6 SM	-/12 SM
<i>Lythrum s.</i>	11	22	30	8	½ Mix	8/3 ½ Mix	8/6 ½ Mix	8/12 ½ Mix
<i>Lythrum s.</i>	11	22	30	8	¼ Mix	8/3 ¼ Mix	8/6 ¼ Mix	8/12 ¼ Mix
<i>Filipendula u.</i>	12	24	30	6	Mix	6/3 Mix	6/6 Mix	6/12 Mix
<i>Filipendula u.</i>	10	22	30	8	Mix	8/3 Mix	8/6 Mix	8/12 Mix
<i>Filipendula u.</i>	07	18	30	12	Mix	12/3 Mix	12/6 Mix	12/12 Mix
<i>Filipendula u.</i>	12	24	-	(6)	- (Kontrolle)	6/3 K	6/6 K	6/12 K
<i>Filipendula u.</i>	10	22	-	(8)	- (Kontrolle)	8/3 K	8/6 K	8/12 K
<i>Filipendula u.</i>	07	18	-	(12)	- (Kontrolle)	12/3 K	12/6 K	12/12 K
<i>Phragmites a.</i>	10	24	30	6	Mix	6/3 Mix	6/6 Mix	6/12 Mix
<i>Phragmites a.</i>	08	22	30	8	Mix	8/3 Mix	8/6 Mix	8/12 Mix
<i>Phragmites a.</i>	04	18	30	12	Mix	12/3 Mix	12/6 Mix	12/12 Mix
<i>Phragmites a.</i>	10	24	-	(6)	- (Kontrolle)	6/3 K	6/6 K	6/12 K
<i>Phragmites a.</i>	08	22	-	(8)	- (Kontrolle)	8/3 K	8/6 K	8/12 K
<i>Phragmites a.</i>	04	18	-	(12)	- (Kontrolle)	12/3 K	12/6 K	12/12 K

### 2.6.2.2 Dotierungs- Vortest für das Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Um gravierenden Vitalitätseinbußen vorzubeugen, wurden vor Versuchsbeginn einige Testpflanzen von Blutweidereich mit den verschiedenen Schadstoffgruppen (Tabelle 9) dotiert. Bei der Auswertung wurde allein die Vitalität der Pflanzen berücksichtigt.

### 2.6.3 Aufnahme von Schwermetallen in die Sprossachse von *Lythrum salicaria*

Von bereits bestehenden Versuchsansätzen des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten wurden Sprossproben auf ihre Schwermetallgehalte hin untersucht und mit nicht-mykorrhizierten Pflanzen verglichen. Dazu wurden die Ansätze 6/3 Mix und 6/6 Mix (alle Schadstoffe), die Ansätze 6/3 SM und 6/6 SM (Schwermetalle,) sowie die undotierten Kontrollen 6/3 K und 6/6 K (Kontrolle) ausgewählt. Weil im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten keine Pflanzen ohne Mykorrhiza vorgesehen waren, wurden 2 zusätzliche Versuchsansätze mit jeweils 5 Parallelen herangezogen, die nicht inokuliert wurden (vgl. auch Tabelle 18). Diese Pflanzen dienten als nicht-mykorrhizierte Vergleichsexemplare. Die Versuchsvarianten des Experimentes sind in Tabelle 19 aufgelistet. Die Aufnahme der dotierten Schwermetalle Kupfer und Zink in die oberirdischen Pflanzenteile wurde nach 3 und 6 Versuchswochen untersucht.

**Tabelle 19:** Übersicht der Versuchsvarianten zur Untersuchung der Schwermetallaufnahme in die Sprossachse von *Lythrum salicaria*. Ansatz: Etablierungszeit/Versuchswoche, Mix = alle Schadstoffe, SM = Schwermetalle, K = Kontrolle.

Probennahme	Alle Schadstoffe ohne Mykorrhiza	Schwermetalle ohne Mykorrhiza	Alle Schadstoffe mit Mykorrhiza	Schwermetalle mit Mykorrhiza	Kontrolle mit Mykorrhiza
Versuchswoche 3	-/3 Mix	-/3 SM	6/3 Mix	6/3 SM	6/3 K
Versuchswoche 6	-/6 Mix	-/6 SM	6/6 Mix	6/6 SM	6/6 K

### 2.6.4 Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Ziel des Experimentes war es, eine gesteigerte Retention der Schwermetalle Kupfer und Zink sowie einen beschleunigten Abbau von MKW und PAK im durchwurzelten Bereich mit Mykorrhiza zu verifizieren. Zusätzlich sollten mögliche schädliche Auswirkungen von im Winter verwendeten Tausalzen auf die Mykorrhizierung überprüft werden. Natriumchlorid ist das verbreitetste Streusalz im Winter und wurde in Straßenabflüssen mit durchschnittlichen Konzentrationen von ca. 170 mg Cl/l und Spitzenwerten von bis zu 1580 mg Cl/l (BOLLER & MOTTIER 1998) gemessen.

#### Versuchsaufbau des Experimentes zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Zur Bearbeitung der Fragestellung wurden im Jahre 2007 Gewächshausversuche mit Blutweidereich (*Lythrum salicaria*) in Töpfen und selbst hergestellten Bodensäulen durchgeführt. Die Auswahl der Schadstoffe war die gleiche wie im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Zusätzlich wurden einige Ansätze mit Kochsalzlösung versetzt. Von sämtlichen Versuchsansätzen wurde das Sickerwasser in Glasbehältern aufgefangen und die Konzentrationen von Kupfer und MKW/PAK untersucht. Die Gehalte von Kupfer und MKW/PAK im Boden wurden ebenfalls gemessen. Außerdem wurden die Mykorrhizierungsgrade der Pflanzen bestimmt. Um Salzgehalte



im Boden zu untersuchen, wurde die einfache Methode der Leitfähigkeitsmessung gewählt, welche sämtliche gelöste Salze bzw. Ionen in der Bodenlösung erfasst. Damit konnten Unterschiede zwischen den verschiedenen Ansätzen sichtbar gemacht werden, die Methode bietet aber keine zuverlässige Quantifizierung der Natriumchloridgehalte. Des Weiteren wurden die pH-Werte in Boden und Sickerwasser bestimmt.

Die Boden- und Pflanzenproben der Topfversuche wurden nach 9 und 20 Versuchswochen analysiert. Proben aus den Versuchssäulen wurden nur am Ende des Experimentes untersucht. Sickerwasserproben wurden über die gesamte Versuchslaufzeit von 20 Wochen genommen.

#### **2.6.4.1 Versuche in Töpfen**

Der Großteil der Versuche wurde in Töpfen im Gewächshaus des Biologischen Gartens der Universität Bremen durchgeführt. Blutweiderich wurde dazu selbst angezogen (siehe Kap. 2.5.3.3). Die Töpfe eines Ansatzes standen jeweils auf einer oder zwei schräg aufgestellten Plastikrinnen um das Sickerwasser aufzufangen.

Da Schwermetalle im vorangegangenen Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten die stärkste Auswirkung auf die Pflanzenvitalität und die Mykorrhizierungsgrade hatten, wurde die Dotierung entweder mit allen Schadstoffen („Mix“) oder nur mit Kraftstoffbestandteilen und Herbizid (kurz „MKW“) vorgenommen. Diese Varianten wurden auch jeweils mit mykorrhiziertem und nicht-mykorrhiziertem Blutweiderich und ohne Bepflanzung angesetzt. Kontrollen ohne Schadstoffe wurden mit dem überall verwendeten gedämpften Boden sowie mit ungedämpftem Boden eingerichtet. Darüber hinaus wurden Varianten mit einer wöchentlichen oder täglichen Zugabe von Salz zusätzlich zur Dotierung mit allen Schadstoffen angelegt. Die verschiedenen Versuchsansätze sind in Tabelle 20 aufgelistet.

Die Anzahl der zur Verfügung stehenden Töpfe als Versuchsp parallelen war unterschiedlich für die Beprobung am Ende des Versuches (nach 20 Wochen) und für die Untersuchung nach 9 Wochen Versuchslaufzeit (siehe Spalte „Anzahl der Parallelen für Endproben“ und „Anzahl der Parallelen für Zwischenproben“ in Tabelle 20). Eine Reduzierung bei den Zwischenproben war notwendig, da 15 Pflanzen pro Ansatz mehr Platz beansprucht hätten, als im Gewächshaus zur Verfügung stand.

Während des Versuches wurden die Pflanzen täglich mit 50 ml Leitungswasser oder Kochsalzlösung gegossen. In Ausnahmefällen wie bei starker Sonneneinstrahlung (höherer Wasserbedarf) oder längeren Perioden mit Bewölkung wurde die Gießmenge entsprechend auf 20, 75 oder 100 ml nach oben oder unten angepasst.

**Tabelle 20: Übersicht der Versuchsvarianten für das Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen in Töpfen oder Bodensäulen.** Ansätze mit und ohne Bepflanzung (Blutweiderich) und mit und ohne Inokulation. Ansätze 22 und 23 in ungedämpftem Substrat. - = ohne Dotierung, Bepflanzung oder Inokulation, L.s. = *Lythrum salicaria*.

Ansatz Nr.	Anzahl Parallelen Zwischenproben (n)	Anzahl Parallelen Endproben (n)	dotierte Schadstoffe	Versuchsgefäß	Substrat	Bepflanzung	Inokulation	Kürzel
1	5	10	MKW, PAK + Herbizid	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	MKW
2	5	10	MKW, PAK + Herbizid	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
3	3	4	MKW, PAK + Herbizid	Töpfe	gedämpft	-	-	
4	5	10	- (Kontrolle)	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	Kontrolle
5	3	5	- (Kontrolle)	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
6	3	4	- (Kontrolle)	Töpfe	gedämpft	-	-	
7	5	10	Mix (alle Schadstoffe)	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	Mix
8	5	10	Mix (alle Schadstoffe)	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
9	3	4	Mix (alle Schadstoffe)	Töpfe	gedämpft	-	-	
10	3	5	Mix + NaCl wöch.	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	Mix NaCl wöch. / MixNaClw
11	3	5	Mix + NaCl wöch.	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
12	3	4	Mix + NaCl wöch.	Töpfe	gedämpft	-	-	
13	3	5	Mix + NaCl tägl.	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	Mix NaCl tägl. / MixNaClt
14	3	5	Mix + NaCl tägl.	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
15	3	4	Mix + NaCl tägl.	Töpfe	gedämpft	-	-	
16	3	5	NaCl wöchentlich	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	NaCl wöch. / NaClw
17	3	5	NaCl wöchentlich	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
18	3	4	NaCl wöchentlich	Töpfe	gedämpft	-	-	
19	3	5	NaCl täglich	Töpfe	gedämpft	L.s.	myk.	NaCl tägl. / NaClt
20	3	5	NaCl täglich	Töpfe	gedämpft	L.s.	-	
21	3	3	NaCl täglich	Töpfe	gedämpft	-	-	
22	0	5	- (Kontrolle)	Töpfe	ungedämpft	L.s.	myk.	K ung.
23	2	6	- (Kontrolle)	Töpfe	ungedämpft	L.s.	-	
24	0	4	Mix (alle Schadstoffe)	Säulen	gedämpft	L.s.	myk.	Mix
25	0	4	Mix (alle Schadstoffe)	Säulen	gedämpft	L.s.	-	
26	0	3	Mix (alle Schadstoffe)	Säulen	gedämpft	-	-	
27	0	2	- (Kontrolle)	Säulen	gedämpft	L.s.	myk.	Kontrolle

#### 2.6.4.1.1 Vortest der NaCl- Dotierung mit *Lythrum salicaria*

Um sicherzugehen, dass durch das Gießen mit Salzlösung keine letalen Schäden an den Pflanzen auftreten, wurde die Salztoleranz von Blutweiderich vor dem Versuchsstart an einigen Pflanzen 4 Wochen lang getestet. Jeweils 2 mykorrhizierte und 2 nicht-mykorrhizierte Pflanzen wurden mit 3 verschiedenen Salzlösungen gegossen. Getestet wurden Frachten von 60 mg NaCl/Tag, 580 mg NaCl/Woche und 3000 mg NaCl/Woche. Die tägliche Dosis wurde mit 50 ml einer 1,2 g/l Salzlösung aufgebracht (Variante 1, Tabelle 21). Die 2. Variante wurde einmal pro Woche mit 50 ml einer 11,6 g/l Salzlösung gegossen. Außerdem wurden eine mykorrhizierte und eine nicht-mykorrhizierte Pflanze dreimal in der Woche mit 50 ml Salzlösung einer 20,0 g/l Lösung gegossen. Eine Übersicht der Varianten ist in Tabelle 21 wiedergegeben.

**Tabelle 21:** Varianten der NaCl- Dotierungen im Vortest mit *Lythrum salicaria*. Die Varianten 1 und 2 wurden jeweils mit 2 mykorrhizierten und 2 nicht-mykorrhizierten Blutweiderich durchgeführt, Variante 3 mit jeweils einem Exemplar.

Variante	Fracht	Gießmenge	Applikation	Konzentration Gießlösung
1	60 mg/Tag ( $\cong$ 300 mg/Woche)	50 ml	5 Tage/Woche	1,20 g/l
2	580 mg/Woche	50 ml	1 Tag/Woche	1,16 g/l
3	3000 mg/Woche	50 ml	3 Tage/Woche	20,00 g/l

#### 2.6.4.1.2 Vortest der Schwermetalldotierung mit *Lythrum salicaria*

Da trotz des vorherigen Tests der Dotierung im Versuch zum Mykorrhizierungsverhalten nach der Schwermetallgabe starke Schäden an den Pflanzen auftraten, wurde vor dem Versuchsstart des Experimentes zu Abbau und Retention von Schadstoffen eine Dosierung der Schwermetalle in Teildotierungen getestet. Kupfer- und Zinklösungen wurden in 5 verschiedenen Varianten und in bis zu 3 Teildotierungen mit dem Gießwasser auf der Bodenoberfläche jeweils eines mykorrhizierten und eines nicht-mykorrhizierten Topfes mit *Lythrum salicaria* verteilt (Übersicht in Tabelle 22). (Die dotierte Gesamtmenge von 30 mg Cu und 150 mg Zink pro Topf entspricht 50 mg/kg Kupfer und 200 mg/kg Zink). Die 1. und 2. Dotierung erfolgte in 2 aufeinanderfolgenden Wochen, die 3. nach einer Woche Pause. Zum Zeitpunkt der 1. Dotierung waren die Pflanzen 19 Wochen alt.

**Tabelle 22:** Varianten im Vortest zur Schwermetalldotierung von *Lythrum salicaria*. In 3 Teildotierungen wurde Kupfer und Zink mit dem Gießwasser jeweils bei einer mykorrhizierten und einer nicht-mykorrhizierten Pflanze dotiert.

Variante	KW 23	KW 24	KW 26	Gesamtmenge pro Topf Cu/Zn [mg]
	1. Dotierung Cu/Zn [mg]	2. Dotierung Cu/Zn [mg]	3. Dotierung Cu/Zn [mg]	
1	2,5/13	2,5/13	2,5/13	7,5/39
2	5/25	5/25	5/25	15/75
3	10/50	10/50	10/50	30/150
4	20/100	10/50	-	30/150
5	30/150	-	-	30/150

#### 2.6.4.2 Versuche in Bodensäulen

In 1 m langen Bodensäulen wurden Untersuchungen zur Verlagerung von Schadstoffen durchgeführt, wobei hier der Augenmerk hauptsächlich auf den dotierten Schwermetallen lag. Es wurden Varianten mit und ohne Schadstoffe („Mix“) eingerichtet und mykorrhizierte und nicht-mykorrhizierte Pflanzen eingesetzt. Eine Übersicht der 4 Versuchsvarianten (Ansatz 24–27) gibt Tabelle 20 wieder. Während des Versuches wurden die Pflanzen täglich mit 100 ml Leitungswasser gegossen. Bei Bedarf wurde diese Wassermenge angepasst (vgl. Kap. 2.6.4.1). Eine Probennahme von Boden und Wurzeln fand nach 20 Versuchswochen statt, Sickerwasserproben wurden während der gesamten Versuchslaufzeit genommen.

### 2.6.5 Mykorrhizierung von *Lythrum salicaria* unter Staunässe

Um zu überprüfen, wie sich eine bereits vorhandene Mykorrhiza unter Staunässe verhält und ob eine neue Mykorrhizierung unter diesen Umständen stattfindet, wurde ein Versuch mit Blutweiderich unter staunassen Bedingungen und bei freiem Wasserablauf durchgeführt.

Sechzehn Exemplare von Blutweiderich wurden wie für das Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen angezogen (siehe Kap 2.5.3.3) und jeweils 8 davon mykorrhiziert. Zu Versuchsbeginn (KW 28) wurden auch die anderen 8 Pflanzen inokuliert. Jeweils 4 mykorrhizierte und 4 frisch inokulierte Exemplare wurden in eine Pikierkiste ohne Abflusslöcher gestellt und ständig mehrere Zentimeter stehendes Wasser vorgehalten (Staunässe). Die andere Hälfte der Pflanzen wurde in eine gelochte Pikierkiste gestellt und nach Bedarf gegossen (Ablauf). Eine Übersicht der Versuchsvarianten gibt Tabelle 23 wieder.

**Tabelle 23: Übersicht der Versuchsvarianten für den Versuch zur Mykorrhizierung von Blutweiderich bei staunassen Verhältnissen.**

Ansatzbezeichnung	Inokulation	Pflanzen in Staunässe	Pflanzen mit Ablauf
12 Wochen Staunässe/ 12 Wochen Ablauf	12 Wochen vor Versuchsbeginn (KW 16)	4 Stück	4 Stück
0 Wochen Staunässe/ 0 Wochen Ablauf	mit Versuchsbeginn (KW 28)	4 Stück	4 Stück

Nach 20 Versuchswochen (KW 48) wurden vom Wurzelwerk der Pflanzen Proben genommen und der Mykorrhizierungsgrad bestimmt. Die Reste des Wurzelballens wurden für eine Bestimmung der unterirdischen Biomasse getrocknet.

### 2.6.6 Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria*

Da im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten keine Wirkung von 2,4-D dokumentiert werden konnte, wurden die Auswirkungen der in den Experimenten verwendeten Mengen des Herbizidwirkstoffs auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria* in einem kleinen Versuch überprüft. Der Wirkstoff wurde in Hydrokulturen mit Blutweiderich getestet sowie auf bepflanztetes Substrat aufgebracht (siehe Kap. 2.5.7.4). In wöchentlicher Wiederholung wurde die in den Experimenten verwendete Dosis dotiert, bis ein deutlicher Effekt sichtbar wurde. Es wurde nur eine optische Auswertung vorgenommen und Veränderungen in der Wuchsform sowie Verfärbungen an den Wurzeln fotografisch festgehalten.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Vorversuch

#### 3.1.1 Überprüfung des Auswertungsverfahrens zur Untersuchung der Mykorrhizierungsgrade

Da im Laufe der Untersuchungen eine große Anzahl Proben ausgewertet werden musste, kam als einzige Methode die visuelle Schätzung des mykorrhizierten Anteiles zur Auswertung in Frage. Die Schätzung hat gegenüber der Auszählung von Wurzelstücken den Vorteil, dass große Probenmengen in einem sehr kurzen Zeitraum ausgewertet werden können (vgl. Kap. 2.5.4). Die Fehlerquote der ungenauen Schätzung wird durch die repräsentativere, größere Probe des Wurzelwerkes aufgewogen. GIOVANETTI & MOSSE (1980) kommen zu dem Ergebnis, dass es besser ist, eine große Anzahl von Wurzelstücken auszuwerten, als wenige mit einer hohen Genauigkeit zu bestimmen. Bei der Probennahme wurde deshalb an mindestens fünf Stellen des Wurzelwerkes ganze Abschnitte (große Wurzel mit anhängenden Feinwurzeln) als Probe genommen und so die Verteilung der Mykorrhiza auf den Wurzelballen erfasst.

Eine Überprüfung der visuellen Schätzung von Proben mit dem Auszählen über das Gridline-Intersect-Verfahren ergab eine sehr gute Übereinstimmung der erhaltenen Zahlen. Die Ergebnisse der Auszählung sind in Tabelle 24 dargestellt.

**Tabelle 24:** Ergebnisse der Zählung von 14 mykorrhizierten Wurzelproben nach dem Gridline-Intersect-Verfahren (GIOVANETTI & MOSSE 1980). Es wurde zwischen Anteilen mit Hyphen und Vesikeln und Anteilen nur mit Hyphen unterschieden. Bei Angabe der Mykorrhizierung in % gibt die höhere Zahl das max. Ergebnis wieder, bei dem auch evtl. mykorrhizierte Kreuzungen als positiv gewertet wurden.

Probe Nr.	myk. Kreuzungen (Vesikel + Hyphen)	nicht-myk. Kreuzungen	evtl. myk. Kreuzungen (nur Hyphen)	Gesamte Kreuzungen	Mykorrhizierung in Prozent von – bis
1	98	115	40	253	38,74–54,55
2	148	154	19	321	46,11–52,02
3	51	124	21	196	26,02–36,73
4	46	74	-	120	38,33
5	41	96	-	137	29,93
6	50	168	k. A.	218	22,94
7	66	55	29	150	44,00–63,00
8	52	77	17	146	35,00–47,00
9	51	108	25	184	28,00–41,00
10	45	138	29	212	21,27–34,91
11	94	192	20	306	30,72–37,25
12	53	216	27	296	17,91–27,03
13	10	185	28	223	4,50–17,00
14	66	203	25	294	22,45–30,10

Die über Schätzungen ermittelten Prozentzahlen des Anteils an mykorrhizierten Wurzeln stimmen beim Vergleich der Werte recht gut mit den Zahlen überein, die über die Auszählung nach der Gridline-Intersect-Methode erhalten wurden (siehe Tabelle 25). Lediglich bei zwei Proben (Nr. 1 und Nr. 5) weichen die Klassen der Schätzung von denen der Zählung um eine Einheit voneinander ab. Es kann also davon ausgegangen werden, dass durch das Schätzverfahren die gleichen Ergebnisse erzielt werden wie durch das zeitaufwendige Auszählen.

Tabelle 25: Vergleich der Ergebnisse von visueller Schätzung der Mykorrhizierungsgrade und Zählung nach dem Gridline- Intersect- Verfahren (GIOVANETTI & MOSSE 1980) der 14 mykorrhizierten Wurzelproben (vgl. Tabelle 24).

Probe	visuelle Schätzung		Zählung Gridline- Intersect	
	Klasse	Mykorrhizierung in Prozent	Klasse	Mykorrhizierung in Prozent (gerundet)
1	4	75	3	39–55
2	4	50–55	4	46–52
3	3	25–30	3	26–37
4	2–3	k.A.	3	38
5	1–2	25	3	30
6	2	10–20	2	23
7	3	50	3–4	44–63
8	3	40–50	3	35–47
9	3	40	3	28–41
10	2–3	20–30	2–3	21–35
11	2–3	20–30	3	31–37
12	2	15–20	2(–3)	18–27
13	1–2	5–10	1–2	5–17
14	2	15–20	2–3	22–30

Die Einteilung der Mykorrhizierungsgrade in Klassen führt zu einer besseren Übersicht und verfälscht das Ergebnis nicht, wie Abbildung 10 zeigt. Im linken Boxplot sind die Mykorrhizierungsgrade in Prozent mykorrhizierter Wurzeln pro Pflanze angegeben, das rechte Boxplot-Diagramm zeigt die gleichen Daten nach der Einteilung der geschätzten Prozentzahlen in die fünf Klassen. Durch die Auswertung nach Klassen werden die Ergebnisse vereinfacht und übersichtlicher. Vorhandene Unterschiede werden deutlicher (vgl. Ansatz 0/3 oder 0/6 in beiden Darstellungen), ebenso sind Ähnlichkeiten im Datensatz besser zu erkennen (vgl. Ansatz 12/6 in beiden Darstellungen).

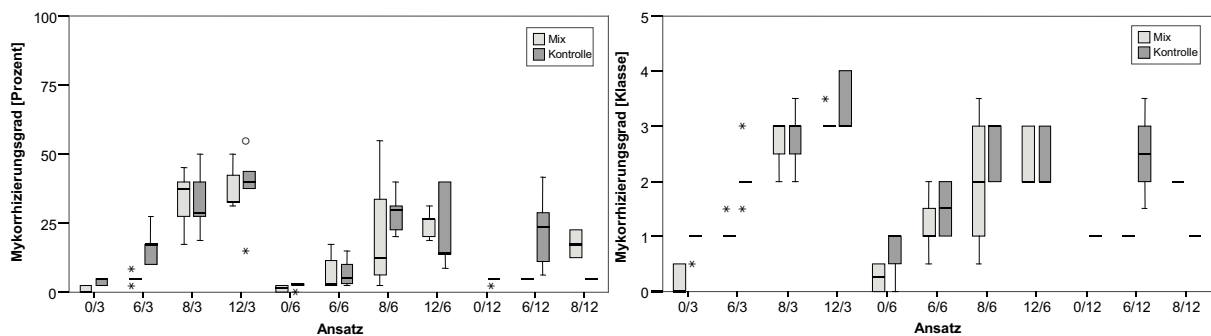


Abbildung 10: Boxplots der Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria*, Ergebnisse des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten. Vergleich der Auswertungen als Prozentangaben (links) und nach Einteilung in Klassen (rechts).

### 3.1.2 Mykorrhizierungsgrade der Testpflanzen im Vorversuch

Eine schon vorhandene Mykorrhizierung zu Beginn des Versuches und vor der Inokulation konnte bei fünf von sechs Pflanzenarten festgestellt werden. Von *Eupatorium cannabinum* und *Phragmites australis* waren fast alle Proben bereits mykorrhiziert. Vereinzelt Stellen mit Vesikeln

wurden bei Proben der drei Arten *Lythrum salicaria*, *Filipendula ulmaria* und *Alnus glutinosa* beobachtet. Nur *Acorus calamus* zeigte keinerlei Hinweise auf eine Mykorrhizierung zu Versuchsbeginn (vgl. Abbildung 11).

Nach einer Versuchslaufzeit von 12 Wochen wurde im November erneut der Mykorrhizierungsgrad der Pflanzen bestimmt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 11 dargestellt. Alle getesteten Pflanzenarten waren nun mykorrhiziert. Mit Ausnahme der Erlen (*Alnus glutinosa*) betrug der Mykorrhizierungsgrad der Wurzelproben meist mehr als 5 %, was einer Einordnung in Klasse 2 entspricht. Bei einer schon vorhandenen Mykorrhizierung erhöhte sich der Mykorrhizierungsgrad durch die Zugabe des Inokulates (siehe *Eupatorium cannabinum* Abbildung 11). Eine Verringerung des Mykorrhizierungsgrades war bei keiner der Pflanzen zu beobachten. Auch die vor Versuchsbeginn noch nicht mykorrhizierte Art *Acorus calamus* war am Ende des Versuches zu 50 % mykorrhiziert.

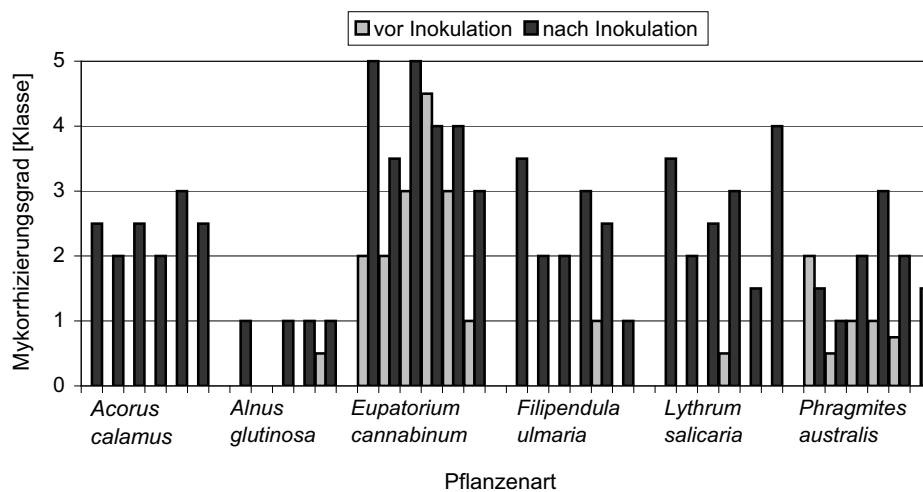


Abbildung 11: Mykorrhizierungsgrade der Testpflanzen im Vorversuch vor und nach Inokulation mit „Inoq-Spezial“. Die Versuchslaufzeit betrug 12 Wochen.

### Zusammenfassung der Ergebnisse des Vorversuchs:

Das erprobte Auswertungsverfahren der Schätzung von Mykorrhizierungsgraden lieferte verlässliche Ergebnisse im Vergleich mit der Auszählung nach GIOVANETTI & MOSSE (1980). Die ausgewählten Arten *Acorus calamus*, *Alnus glutinosa*, *Eupatorium cannabinum*, *Filipendula ulmaria*, *Lythrum salicaria* und *Phragmites australis* ließen sich mit dem Produkt „Inoq-Spezial“ mit der Gattung *Glomus* mykorrhizieren.

## 3.2 Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

### 3.2.1 Vitalität der Versuchspflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Die Beeinträchtigung der Pflanzenvitalität ist ein gut auszuwertender Anzeiger für den schädigenden Einfluss von Schadstoffen auf die Pflanze. Sichtbare Schäden wie Welke, Blattverfärbungen und Nekrosen bis hin zum Blattfall deuten auf suboptimale Lebensbedingungen für die Pflanzen hin. Diese können auch hervorgerufen werden durch starke Sonneneinstrahlung, zu hohe Feuchte, Wassermangel, Spurenelementmangel oder -überschuss, Nährstoffmangel oder ungeeignete Boden-pH-Werte. Dabei ähneln die Schadbilder von Schwermetallbelastungen bei

Pflanzen oft denen von Spurenelementmangel. Sie äußern sich in der Regel in Welke und Chlorosen (SACHWEH 1987), an denen eine pflanzenunverträgliche Konzentration abzulesen ist. Durch eine Schwermetallbelastung kann auch der Befall mit Schädlingen begünstigt werden und bedeutet dann eine zusätzliche Schwächung der Pflanze.

Trotz vorheriger Tests mit den zu verwendenden Schadstoffmengen sind einige Pflanzen während des Versuches abgestorben. Dieser markante Vitalitätsverlust ist deshalb im Folgenden dargestellt als prozentualer Anteil der überlebenden Pflanzen am ursprünglichen Stichprobenumfang.

### 3.2.1.1 Vitalität von *Filipendula ulmaria*, Mädesüß

Die ausgewählte Art *Filipendula ulmaria* war in den Voruntersuchungen des Pflanzenfilter Projektes („Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“) noch nicht auf ihre Schadstofftoleranz hin getestet worden und zeigte eine sehr niedrige Schadstofftoleranz. Schon drei Tage nach der Schadstoffgabe wiesen alle dotierten Pflanzen starke Schäden auf – die Blätter starben ab. Die meisten Exemplare überlebten demzufolge die Dotierung nicht oder nur um wenige Wochen (siehe Tabelle 26). Vor allem jüngere Pflanzen (Ansatz 6/3) starben im Vergleich zu älteren (Ansatz 12/3) häufiger ab. Die Kontrollpflanzen zeigten sich dagegen trotz eines Befalls mit Spinnmilben recht vital.

Tabelle 26: Überlebende Pflanzen von *Filipendula ulmaria* zum jeweiligen Erntezeitpunkt (nach 3, 6 und 12 Versuchswochen), dotiert mit allen Schadstoffen (Mix) im Vergleich mit undotierten Kontrollen. n = Stichprobenumfang.

Ansatz Etablierungszeit /Versuchswochen	Mix		Kontrolle	
	überlebende Pflanzen [%]	n	überlebende Pflanzen [%]	n
6/3	0	3	100	2
8/3	40	5	100	5
12/3	75	4	100	4
6/6	0	2	100	2
8/6	0	5	100	4
12/6	0	3	100	4
6/12	0	2	100	2
8/12	0	5	80	4
12/12	0	4	100	4

### 3.2.1.2 Vitalität von *Phragmites australis*, Schilf

Schilf zeigte, wie schon in den vorangegangenen Untersuchungen des Projektes eine recht gute Toleranz gegenüber den eingesetzten Schadstoffen. Drei Tage nach der Dotierung waren zwar einige gelbe Verfärbungen an den Blattscheiden zu beobachten, die Pflanzen regenerierten sich jedoch und widerstanden der Dotierung im Gegensatz zu Mädesüß recht gut, wie in Tabelle 27 ersichtlich wird. Zum Ende des Versuches (Ansätze 6/12, 8/12 und 12/12) starben allerdings Exemplare der dotierten Ansätze, durch den zusätzlichen Befall mit Schädlingen verstärkt ab.



**Tabelle 27:** Überlebende Pflanzen von *Phragmites australis* zum jeweiligen Erntezeitpunkt (nach 3, 6 und 12 Versuchswochen), dotiert mit allen Schadstoffen (Mix) im Vergleich mit undotierten Kontrollen. n = Stichprobenumfang.

Ansatz Etablierungszeit /Versuchswoche	Mix überlebende Pflanzen [%]	n	Kontrolle überlebende Pflanzen [%]	n
6/3	100	5	100	5
8/3	100	3	100	3
12/3	100	3	100	3
6/6	100	4	100	4
8/6	100	3	100	3
12/6	100	3	100	3
6/12	25	4	100	4
8/12	50	2	100	2
12/12	66	3	100	3

### 3.2.1.3 Vitalität von *Lythrum salicaria*, Blutweiderich

#### 3.2.1.3.1 Vitalität im Dotierungs- Vortest

Im Vortest dotierte Pflanzen zeigten direkt nach der Dotierung mit Schadstoffen keine sichtbaren Schäden. Nach einer Woche traten rötlich- gelbe Blattverfärbungen an den unteren Blättern auf, welche jedoch gleichermaßen auch bei nicht-dotierten Exemplaren zu beobachten waren. Äußerliche Schäden an den Pflanzen, die eindeutig auf die Dotierung mit den verschiedenen Schadstoffgruppen zurückzuführen waren, konnten innerhalb von zwei Wochen nach der Dotierung nicht beobachtet werden.

#### 3.2.1.3.2 Vitalität im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Blutweiderich wies nur durch die Dotierung mit Schwermetallen (50 mg/kg Kupfer, 150 mg/kg Zink) in den Ansätzen SM (Schwermetalle) und Mix (alle Schadstoffe) deutliche Schäden auf, welche sich schon drei Tage nach der Dotierung vor allem durch welke Blätter (siehe Bild 2) zeigten. Zwei Wochen nach der Dotierung waren zahlreiche abgestorbene Triebe bei den welken Pflanzen zu vermerken. Einen Monat nach der Dotierung hatten alle Pflanzen, welche mit Schwermetallen dotiert waren, gelbe und braune Blätter in den unteren Sprossbereichen. Mit MKW/PAK oder 2,4-D (Ansatz H) versetzte Pflanzen zeigten keinerlei sichtbare Beeinträchtigungen der Vitalität.

Zwei Wochen nach der Dotierung (vor der ersten Probennahme) trat ein intensiver Befall mit Blattläusen auf, der die Pflanzen stark schädigte. Vor allem durch Schwermetalldotierung schon geschwächte Pflanzen erlitten unter den Läusen größere Schäden. Nach erfolgreicher biologischer Schädlingsbekämpfung regenerierte sich die Mehrheit der Pflanzen wieder und zeigte neue basale Austriebe oder Sprossknospen.



**Bild 2:** Versuchspflanzen von *Lythrum salicaria* drei Tage nach der Dotierung im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Jeweils ein Ansatz in einer Pikierkiste. Links mit MKW/PAK, in der Mitte mit Schwermetallen, rechts mit Herbizid.



**Bild 3:** Versuchspflanzen von *Lythrum salicaria* im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Linkes Foto: Kontrollen von Blutweiderich mit ungeklärten Welkeerscheinungen zwei Wochen nach Dotierung. Rechtes Foto: gleich behandelte Exemplare des Ansatzes „8/3 Mix“ zwei Wochen nach Dotierung.

Zwei Wochen nach der Dotierung verwelkten auch bei nicht-dotierten Pflanzen (Ansatz 8/12 Kontrolle) drei Pflanzen, was die Folgen einer Viruserkrankung gewesen sein könnte (siehe Bild 3). Teilweise zeigten die Versuchspflanzen sehr unterschiedliche Reaktionen auf die Schadstoffgaben, obwohl alle Pflanzen eines Ansatzes gleich behandelt wurden und die gleiche Menge an Schadstoffen erhielten. Ein Beispiel hierfür ist rechts in Bild 3 zu sehen.

Pflanzen, die zeitgleich mit ihrer Inokulation dotiert wurden (Ansätze 0/3, 0/6 und 0/12), haben die Dotierung mit dem Schadstoff- Mix und den darin enthaltenen Schwermetallen nicht überlebt (vgl. Tabelle 28). Da diese Pflanzen erst zum Zeitpunkt der Dotierung inokuliert wurden, die Beimpfung aber im gleichen Alter wie bei den anderen Ansätzen erfolgte, waren die Exemplare zum Zeitpunkt der Dotierung auch erheblich jünger als Exemplare anderer Ansätze (6, 8 und 12 Wochen jünger, vgl. Abbildung 7). Sie erwiesen sich damit auch als weniger widerstandsfähig gegenüber den eingesetzten Schadstoffmengen. Eine ähnliche Auswirkung des Alters wurde auch bei den Versuchen mit *Filipendula ulmaria* (vgl. Tabelle 26) festgestellt.

In Tabelle 28 sind die überlebenden Pflanzen von *Lythrum salicaria* der verschiedenen Versuchsansätze im Vergleich aufgeführt. Ansätze mit Herbizid, MKW/PAK und die Kontrollen hatten während der gesamten Versuchslaufzeit hohe **Überlebensraten**, die sich deutlich von denen der Ansätze „Mix“, „Mix ½“ und „Schwermetalle“ unterscheiden. Ansätze mit Schwermetallen und allen Schadstoffen (Mix) lassen zahlreiche Ausfälle erkennen. Mit längerer Versuchslaufzeit (x/Erntezeitpunkt) nimmt die Zahl der abgestorbenen Exemplare zu (weniger überlebende Pflanzen in den Ansätzen x/12). Ansätze mit einer niedrigerer Schadstoffdotierung (½ Mix, ¼ Mix) besitzen nach längerer Versuchslaufzeit (x/12) bessere Überlebensraten als solche mit voller Schadstoffdotierung (Mix). Ein Teil der Ergebnisse ist in Abbildung 13 grafisch dargestellt, was den Einfluss der einzelnen Schadstoffgruppen auf die Überlebensrate von *Lythrum salicaria* verdeutlicht: Die dotierten Mengen des Herbizids 2,4-D und der MKW/PAK rufen keine relevante Unterschiede zu den Kontrollen hervor. Ansätze mit der Schwermetall- Dotierung weisen zu den gleichen Schadbildern auch ähnlich hohe Sterberaten auf, wie solche, die mit dem Schadstoff- Mix dotiert wurden, was die Schwermetalle als Verursacher hervorhebt.

**Tabelle 28:** Zum jeweiligen Erntezeitpunkt überlebende Pflanzen von *Lythrum salicaria*, dotiert mit den verschiedenen Schadstoffgruppen. Alle Angaben in Prozent. Jeweils 5 Parallelen pro Ansatz (n = 5). Zahl in Klammern: Ansatz wurde nach 6 Wochen bereits geerntet, - : kein Ansatz vorhanden, \*: ungeklärte Schäden an Pflanzen.

Ansatz Etablierungszeit /Versuchswoche	Mix	½ Mix	¼ Mix	Schwer- metalle	Herbizid	MKW/PAK	Kontrolle
0/3	0	-	-	-	-	-	100
6/3	80	-	-	100	100	100	100
8/3	100	100	100	60	100	100	100
12/3	100	-	-	100	100	100	100
0/6	0	-	-	-	-	-	100
6/6	0	-	-	60	100	100	100
8/6	60	40	80	100	100	100	100
12/6	80	-	-	60	100	100	100
0/12	0	-	-	-	-	-	100
6/12	0	-	-	20	40	100	80
8/12	0	40	80	40	80	100	20*
12/12	(80)	-	-	80	100	80	(80)*

In diesem Zusammenhang ist interessant, dass das Mix aller Schadstoffe für die Pflanzen schwerer erträglich zu sein scheint, als die Dotierung mit Schwermetallen alleine (Abbildung 12), obwohl die Ansätze, welche nur mit MKW oder Herbizid versetzt wurden, keinerlei Schäden zeigten.

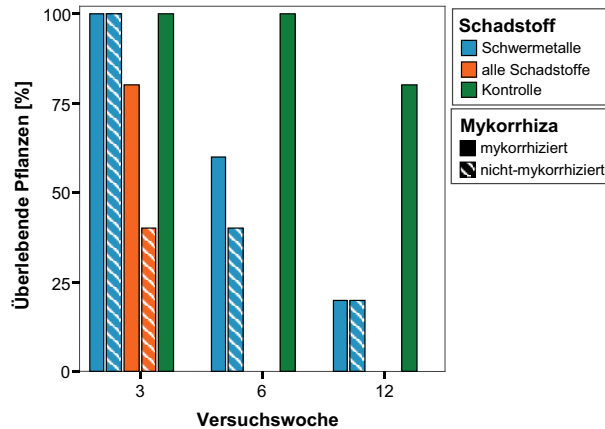


Abbildung 12: Überlebende Exemplare von *Lythrum salicaria* mit und ohne Mykorrhiza (Etablierungszeit 6 Wochen). Ansätze dotiert mit allen Schadstoffen, Ansätze mit Schwermetallen und undotierte Kontrollen (hier nur die Variante „mykorrhiziert“).

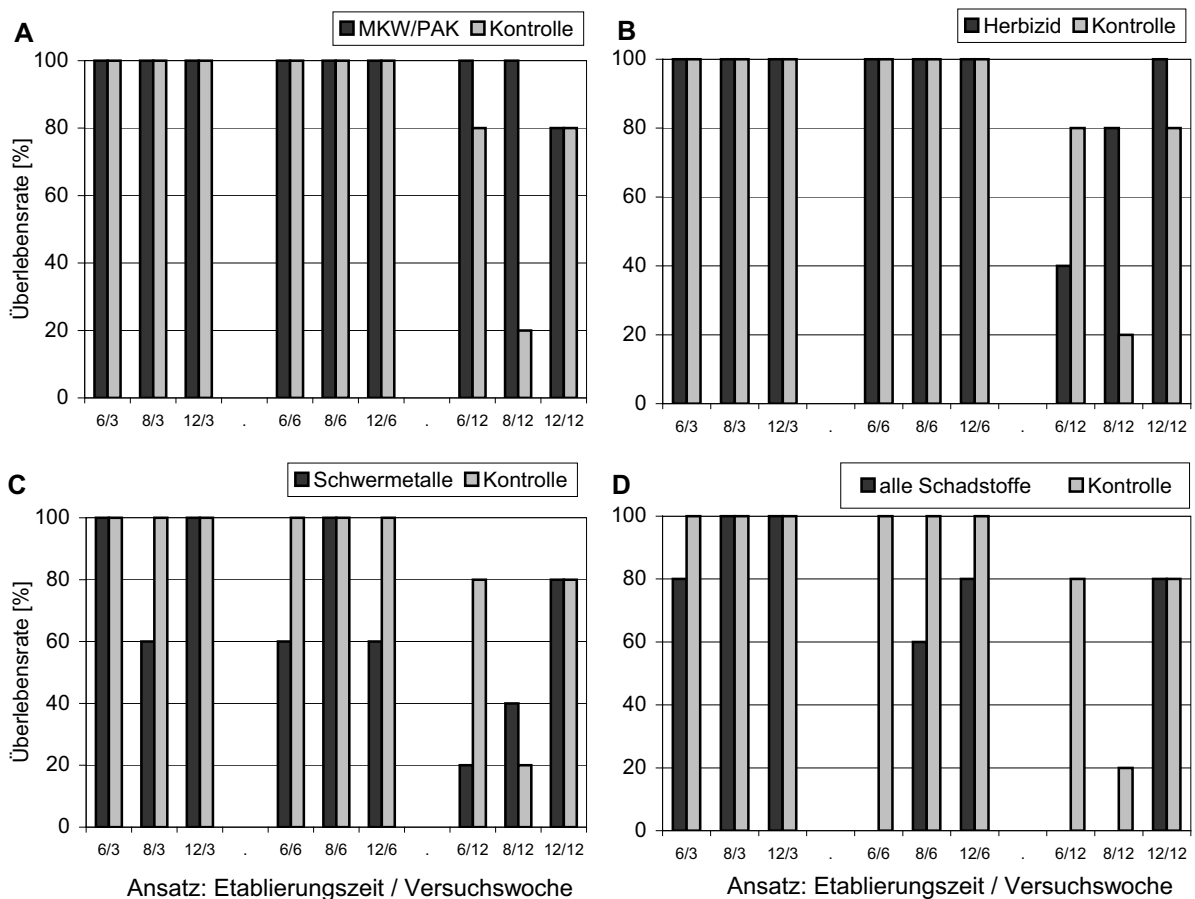


Abbildung 13: Ergebnisse der Vitalitätsuntersuchungen von *Lythrum salicaria* nach Dotierung mit den einzelnen Schadstoffgruppen (A–C) und allen Schadstoffen (D) jeweils im Vergleich mit den Kontrollpflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die überlebenden Pflanzen [%] der einzelnen Versuchsansätze zum Zeitpunkt ihrer Probennahme, n = 5.



Nach 12 Versuchswochen (Ansätze x/12) sind auch die Kontrollpflanzen durch den starken Schädlingsbefall geschwächt und die Überlebensrate sinkt auch hier auf 80 %. (In Ansatz 8/12 starben allerdings schon zu Beginn des Versuches 80 % der Pflanzen, siehe oben). Während des gesamten Versuches im besten Zustand waren die Pflanzen der Gruppe „MKW/PAK“, (Abbildung 13 A), die sogar vitaler als die Kontrollen selbst waren. Die Menge des zugegebenen Herbizids 2,4-D ließ keine negativen Auswirkungen auf die Vitalität von Blutweiderich erkennen. Abgestorbene Pflanzen kamen erst bei der Ernte in Versuchswoche 12 vor, dies wurde aber offenbar durch den Schädlingsbefall verursacht (Abbildung 13 B). Die starken Schäden bei den Schwermetall- dotierten Pflanzen spiegeln sich in deren Überlebensrate zum Erntezeitpunkt wider (Abbildung 13 C). Ähnlich zahlreiche Einbußen sind bei den Pflanzen zu verzeichnen, welche mit allen Schadstoffen gleichzeitig dotiert wurden (Abbildung 13 D).

Ein Vergleich der Überlebensraten der Ansätze „Schwermetalle“, „alle Schadstoffe“, und „Kontrolle“ mit den Überlebensraten bei halber ( $\frac{1}{2}$  Mix) und geviertelter ( $\frac{1}{4}$  Mix) Schadstoffdotierung ist in Abbildung 14 dargestellt. Bei der Probenahme nach **drei Versuchswochen** lassen sich noch keine Unterschiede in der Auswirkung der Schadstoffmengen erkennen, jedoch starben schon zwei Pflanzen des Ansatzes „Schwermetalle“. Von den Pflanzen, welche nach **sechs Wochen** geerntet wurden, sind im Ansatz mit halber Schadstoffdotierung die meisten Exemplare abgestorben. Alle Exemplare mit der gesamten Schwermetalldotierung überlebten, wohingegen solche, die eine geringere Schadstoffmenge bekamen, keine besseren Überlebenschancen hatten. Dies steht im Gegensatz zur verabreichten Menge an Schadstoffen. Nach **zwölf Wochen** lebten noch mehr Pflanzen bei niedrigster Schadstoffdotierung ( $\frac{1}{4}$  Mix) als bei den Ansätzen mit höherer Dotierung, jedoch sind durch den Ausfall der Kontrollen keine gesicherten Aussagen möglich. Der größte Unterschied zwischen den Ansätzen ist im zeitlichen Abstand der Untersuchungen zu finden: nach drei Wochen lebten noch recht viele Versuchspflanzen, mit zunehmender Versuchslaufzeit starben jedoch in allen dotierten Ansätzen immer mehr Pflanzen ab.

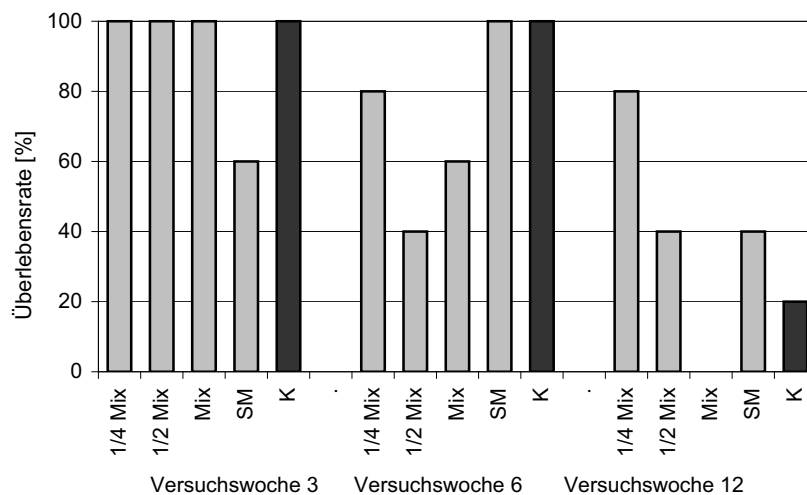


Abbildung 14: Überlebensrate von *Lythrum salicaria* im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten dotiert mit halber ( $\frac{1}{2}$  Mix), geviertelter ( $\frac{1}{4}$  Mix) und voller Dosis aller Schadstoffe (Mix), sowie mit Schwermetallen (SM) im Vergleich mit Kontrollen (K) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen. Alle Ansätze mit einer Etablierungszeit von 8 Wochen (Ansatz 8/x).

Ob die Mykorrhizierung im Experiment einen entscheidenden Einfluss auf die Überlebensrate von Blutweiderich hatte, kann nur in einem Trend ermittelt werden, da von nicht-mykorrhizierten Pflanzen nur wenige Vergleichsexemplare für Untersuchungen der Schwermetallgehalte in

den Sprossen von *Lythrum salicaria* vorgesehen waren. Tendenziell überlebten eher Pflanzen mit Mykorrhiza die Dotierung (siehe Tabelle 29), als ohne. Die Unterschiede sind gleichwohl zu gering um daraus gesicherte Ergebnisse zu ziehen.

**Tabelle 29:** Vergleich der Überlebensraten mykorrhizierter und nicht-mykorrhizierter Versuchspflanzen von *Lythrum salicaria* zum Erntezeitpunkt (nach 3, 6 und 12 Versuchswochen). Als „dotiert“ wurden alle mit Schwermetallen dotierten Ansätze zusammengefasst (Ansätze „Schwermetalle“ und „Mix“, bei undotierten Ansätzen sind nur mykorrhizierte Exemplare vorhanden).

Versuchswoche	dotiert, mykorrhiziert n = 10	dotiert, nicht-mykorrhiziert n = 10	undotiert, mykorrhiziert n = 5
3	90	70	100
6	30	20	100
12	10	10	80

### Zusammenfassung der Ergebnisse der Pflanzenvitalität im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten:

Die verwendeten Dotierungsmengen des MKW/PAK-Gemisches und des Herbizids 2,4-D zeigten keine Auswirkung auf die Überlebensrate von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) im Vergleich zu Kontrollpflanzen. Die dotierten Mengen der Schwermetalle hingegen übten einen deutlich negativen Einfluss auf die Überlebensrate aus und riefen starke Schäden an den Pflanzen hervor. Die im Experiment untersuchten Arten reagierten unterschiedlich stark auf die Schadstoff- Belastung. *Filipendula ulmaria* erwies sich als schadstoff- intolerant, *Lythrum salicaria* als sensitiv vor allem gegenüber Schwermetallen, *Phragmites australis* war robust gegenüber der Dotierung mit allen Schadstoffen. Junge Pflanzen von Mädesüß und Blutweiderich reagierten empfindlicher auf die eingesetzten Schadstoffe als ältere Exemplare.

## 3.2.2 Mykorrhizierungsgrade der Versuchspflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten

Bei oberirdisch bereits abgestorbenen Pflanzen wurden bei der Ernte in einigen Fällen noch lebende Wurzeln gefunden, so dass auch bei diesen eine Untersuchung des Mykorrhizierungsgrades möglich war. Aus diesem Grund ist der Stichprobenumfang größer, als die Zahl der (oberirdisch) überlebenden Pflanzen, wie sie in Kapitel 3.2.1 dargestellt wird.

### 3.2.2.1 Mykorrhizierungsgrade von *Filipendula ulmaria*, Mädesüß

Wie bereits im Kapitel 3.2.1.1 dargelegt, haben viele Mädesüß- Exemplare die Dotierung mit allen Schadstoffen nicht lange überlebt. Für die Ansätze 6/6 Mix, 6/12 Mix und 8/12 Mix können deshalb keine Angaben der Mykorrhizierungsgrade gemacht werden (Abbildung 15). Einige Exemplare waren jedoch nur oberirdisch abgestorben und besaßen zum Zeitpunkt der Probennahme noch ein lebendes Wurzelwerk, weshalb im Vergleich mit Tabelle 26 trotzdem Ergebnisse des dotierten Ansatzes vorhanden sind. Am ehesten überlebten die Pflanzen unterirdisch, wenn sie 12 Wochen nach der Mykorrhizierung dotiert wurden. Die Ursache hierfür liegt dabei weniger in einer längeren Etablierungszeit der Mykorrhiza, als vielmehr in dem Alter der Pflanzen bei der Dotierung. Zum Zeitpunkt der Inokulation waren die Pflanzen gleich alt und dementsprechend zum Zeitpunkt der Dotierung verschieden alt, wobei gilt: Ansatz 6/x jünger als 8/x jünger als 12/x.

Mädesüß war wenig robust gegenüber den eingesetzten Schadstoffen und erst Exemplare die älter als 5 Monate waren, wurden durch die dotierte Schadstoffmenge nicht mehr geschädigt. Wenn die dotierten Pflanzen überlebten, besaßen sie ähnliche Mykorrhizierungsgrade wie die Kontrollen (siehe Abbildung 15).

Unterschiede zwischen den Mykorrhizierungsgraden in Abhängigkeit des Probenahmezeitpunktes (nach 3, 6, 12 Wochen) können aufgrund der fehlenden Daten nicht ermittelt werden. Ein Einfluss des Abstandes zwischen Inokulation und Dotierung (Etablierungszeit 6, 8 oder 12 Wochen) ist nur bei der erste Probenahme (nach 3 Versuchswochen) zu erkennen. Hier waren geringere Mykorrhizierungsgrade bei den Ansätzen 6/3 (mit 6 Wochen Etablierungszeit) gegenüber den Ansätzen 8/3 und 12/3 vorhanden. Interessanterweise besitzen die nicht-dotierten Kontrollen die gleichen Unterschiede nach drei und sechs Versuchswochen (geringere Mykorrhizierungsgrade bei 6/6 als bei 8/6 und 12/6). Diese Tatsache deutet darauf hin, dass das Alter der Versuchspflanzen und die Jahreszeit, in der die Probenahme erfolgt, den Mykorrhizierungsgrad ebenfalls beeinflussen. Ob die Pflanzen vor der Dotierung dagegen 8 oder 12 Wochen Zeit für die Ausbildung einer Mykorrhiza hatten, erzeugte dagegen kaum einen Unterschied, wie der Vergleich der Ansätze 8/3 mit 12/3 sowie 8/6 mit 12/6 verdeutlicht.

Signifikante Unterschiede zwischen Kontrollen und Pflanzen mit Schadstoffdotierung sind aufgrund der großen Spannweiten der Daten nicht vorhanden.

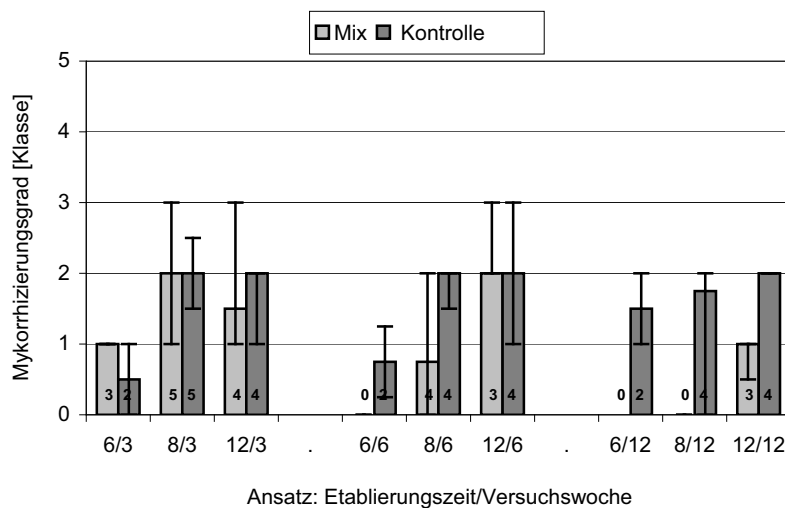


Abbildung 15: Mykorrhizierungsgrade von *Filipendula ulmaria* (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an.

### 3.2.2.2 Mykorrhizierungsgrade von *Phragmites australis*, Schilf

Auch beim Schilf lässt sich durch die große Varianz der Daten kaum ein Trend ablesen, wie die Darstellung der Ergebnisse in Abbildung 16 erkennen lässt. Die Mykorrhizierungsgrade von Ansätzen mit Schadstoffdotierung (Mix) liegen etwas unter denen der Kontrollen. Der Unterschied ist am größten bei der zweiten Probenahme nach 6 Versuchswochen (Ansätze x/6), jedoch nicht signifikant (U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

Bei Kontrollpflanzen waren die Mykorrhizierungsgrade im Trend nach 6 Wochen höher als nach den ersten drei Versuchswochen. Eine längere Versuchslaufzeit brachte aber keine Steigerung mehr: nach 12 Wochen waren keine höheren Mykorrhizierungsgrade zu verzeichnen.

Offenbar mykorrhiziert Schilf sehr viel schneller als Mädesüß, da schon nach drei Versuchswochen kaum Unterschiede zwischen den verschiedenen langen Etablierungszeiten (6, 8 und 12 Wochen) auszumachen sind.

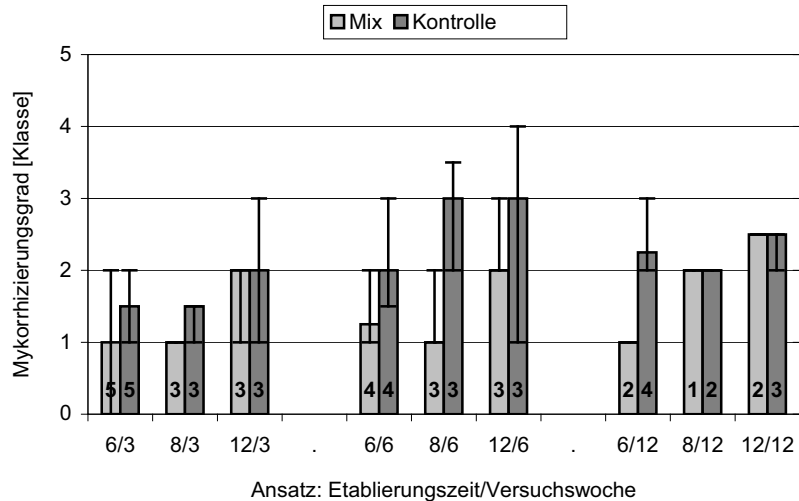


Abbildung 16: Mykorrhizierungsgrade von *Phragmites australis* (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an.

### 3.2.2.3 Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria*, Blutweiderich

Bei Blutweiderich sind die höchsten Mykorrhizierungsgrade nach den ersten drei Versuchswochen zu verzeichnen, wie Abbildung 17 zeigt. Bei der Probennahme nach sechs Wochen liegen die Mykorrhizierungsgrade bei allen Ansätzen etwas tiefer, nach 12 Versuchswochen haben nur noch wenige Exemplare überlebt und die Mykorrhizierungsraten sind gleich oder niedriger als nach sechs Wochen.

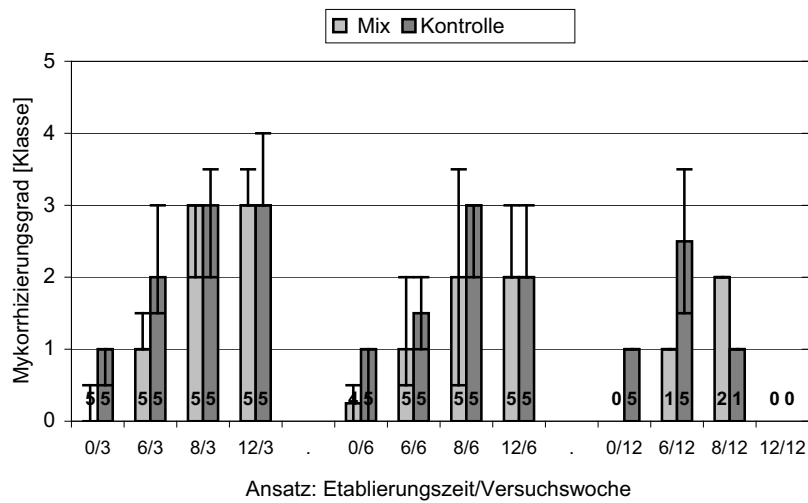
Ansätze mit allen Schadstoffen (Mix) sind in der Regel geringer oder gleich stark mykorrhiziert wie solche ohne Schadstoffe, die Mediane der Mix-Ansätze haben gleiche oder kleinere Werte als die Kontrollen. Die einzige Ausnahme stellt hier der Ansatz 8/12 dar, in dem aber nur 2 Pflanzen mit Schadstoffen und eine Kontrollpflanze überlebten (vgl. Abbildung 17), womit der Stichprobenumfang zu klein für sichere Aussagen ist.

Mit zunehmendem zeitlichen Abstand zwischen Inokulation und Dotierung (Etablierungszeit) von 0 bis 8 Wochen steigt auch die Höhe des Mykorrhizierungsgrades bei den nach drei Wochen ausgewerteten Proben deutlich sichtbar an (vgl. 0/3, 6/3, 8/3 in Abbildung 17). Ein Abstand von 8 oder 12 Wochen erzeugt zwar kleinere Unterschiede, die Korrelation von Inokulationswoche und Mykorrhizierungsgrad ist jedoch auf dem Niveau  $\alpha = 0,01$  mit einem Korrelationskoeffizienten von  $\rho = 0,575$  (Spearman- Rho) signifikant.

Die Etablierung der Mykorrhiza scheint bei Blutweiderich recht schnell abgeschlossen zu sein. Zwischen den Kontrollansätzen 6/3 und 8/3 sind bei Beachtung der Spannweiten nur geringe Unterschiede vorhanden. Die Dotierung im frühen Stadium der Mykorrhizaetablierung hemmt



die Ausbildung der Symbiose dagegen deutlich, wie die Ansätze 0/3 Mix und 6/3 Mix im Vergleich mit den jeweiligen Kontrollen erkennen lassen.



**Abbildung 17: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* (Etablierungszeiträume 0, 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.** Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an.

Betrachtet man die Auswirkungen der einzelnen Schadstoffgruppen auf die Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich (dargestellt in Abbildung 18) über die gesamte Versuchslaufzeit, so lässt sich feststellen, dass die Gruppe MKW/PAK deutlich höhere Mykorrhizierungsgraden als alle anderen Ansätze verursachte (signifikant mit U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Demnach kann eine negative Auswirkung des dotierten MKW/PAK-Gemisches auf die Mykorrhiza in diesem Versuch nicht nachgewiesen werden. Die Dotierung mit dem Herbizid-Wirkstoff 2,4-D beeinflusst die Mykorrhizierungsgrade ebenfalls nicht: im Vergleich mit den Kontrollen sind keine signifikant niedrigeren Mykorrhizierungsgrade vorhanden. Die Mykorrhizierungsgrade der Pflanzen mit Schwermetalldotierung hingegen liegen im Durchschnitt (Mediane) meist unter denen der Kontrollen und im Trend auch unter denen der anderen Versuchsansätze. Beim Vergleich aller Ansätze mit Schwermetalldotierung („Mix“ und „Schwermetalle“) mit Ansätzen Schwermetalle ergibt sich eine signifikante Verringerung der Mykorrhizierungsgrade um eine halbe Klasse ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

Die größten Unterschiede durch die verschiedenen Schadstoffgruppen zeigten sich nach drei und sechs Versuchswochen bei den Pflanzen, die 6 Wochen vor der Dotierung inokuliert wurden (6/3 und 6/6).

Nach den ersten drei Versuchswochen waren für die Ansätze mit Schwermetallen und mit Herbizid bei zunehmender Etablierungszeit auch höhere Mykorrhizierungsgrade zu verzeichnen. Die Ansätze, welche 12 Wochen nach Inokulation mit MKW/PAK, Herbizid und Schwermetallen dotiert wurden, zeigten hauptsächlich im Ansatz 12/3 höhere Mykorrhizierungsgrade als im Vergleich mit den Werten nach sechs Wochen (12/6). Allerdings ist auch hier die Spannweite der Werte recht groß.

Nach 12 Versuchswochen waren bei den mit Herbizid, Schwermetallen und MKW/PAK dotierten Ansätzen die Mykorrhizierungsgrade gleich hoch oder geringer als nach drei Wochen Versuchslaufzeit. Es ist also keine Zunahme der Mykorrhizierungsrate zu verzeichnen. Vergleichbar höhere Mykorrhizierungsgrade als nach 3 Versuchswochen wiesen nur die Ansätze mit

Schwermetallen auf, die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. Da bei diesem Ansatz nicht alle Exemplare überlebten, könnte die Aussage durch die Eigenschaften der Überlebenden

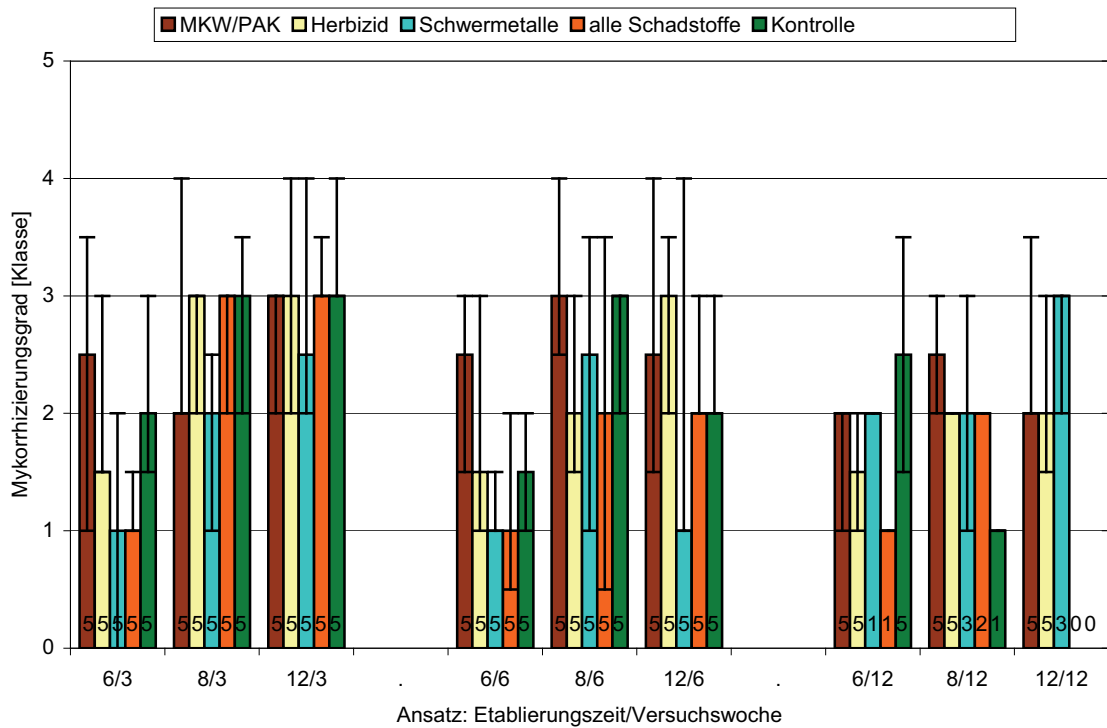


Abbildung 18: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* nach Etablierungszeiträumen von 6, 8 und 12 Wochen, dotiert mit den verschiedenen Schadstoffgruppen nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an.

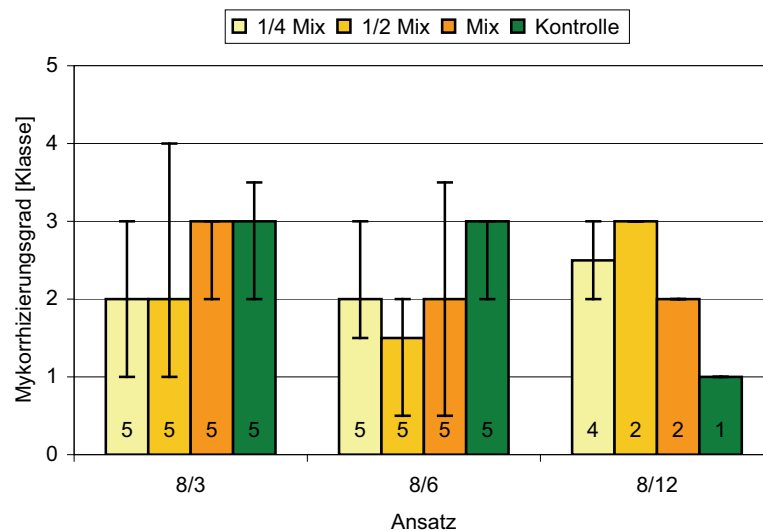


Abbildung 19: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* (Etablierungszeitraum 8 Wochen) mit geviertelter, halber und voller Schadstoffdosis nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Vergleich mit Kontrollpflanzen. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an.

verfälscht werden – es wäre möglich, dass nur ausreichend mykorrhizierte Pflanzen die Schwermetalle tolerierten. Bei Blutweiderich führte also die gesamte Versuchslaufzeit bzw. die Länge der Mykorrhizierungszeit (Zeitraum von Inokulation bis zur Ernte) nicht zu ansteigenden Mykorrhizierungsgraden.

Eine Halbierung oder Viertelung der Schadstoffdosis verursachte keinen Trend zu höheren oder niedrigeren Mykorrhizierungsgraden im Vergleich mit der vollen Schadstoffdosis. Die Ergebnisse sind in Abbildung 19 dargestellt. Nach drei Versuchswochen haben die mit niedrigeren Dosen dotierten Pflanzen im Mittel (Mediane) etwas geringe Mykorrhizierungsgrade als die Kontrollen und die Pflanzen mit der vollen Schadstoffdosis. Nach sechs Versuchswochen sind die Mykorrhizierungsraten gleich hoch wie bei der vollen Dosis, am Ende des Versuches (nach 12 Wochen) etwas höher. Aufgrund großer Spannweiten sind keine signifikanten Unterschiede zu vermerken. Die verringerten Schadstoffdosen wurden nur bei Ansätzen dotiert, die 8 Wochen nach der Inokulation mit den Schadstoffen versetzt wurden (Etablierungszeit 8 Wochen). Diese Ansätze zeigten (ebenso wie nach 12 Wochen Etablierungszeit) nach 3 Versuchswochen keine Unterschiede in den Mykorrhizierungsgraden zwischen den Ansätzen „Mix“ und „Kontrolle“ (vgl. Abbildung 17).

#### **Zusammenfassung der Ergebnisse der Mykorrhizierungsgrade im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten:**

Bei *Filipendula ulmaria* (Mädesüß) konnte kein Einfluss der Schadstoffdotierung auf die Mykorrhizierungsgrade festgestellt werden. Das Alter der Versuchspflanzen und die Jahreszeit bzw. der Zeitpunkt der Probennahme beeinflussten die Mykorrhizierungsgrade eher, als die Dotierung mit Schadstoffen zu unterschiedlichen Entwicklungszeiten der Mykorrhiza.

Die Mykorrhizierungsgrade von *Phragmites australis* (Schilf) wurden ebenfalls nicht deutlich durch die Dotierung mit Schadstoffen beeinträchtigt. Längere Mykorrhizierungszeiten und unterschiedliche Etablierungszeiten spiegelten sich nur in geringem Maße in den Mykorrhizierungsgraden wieder.

Bei Versuchen mit *Lythrum salicaria* (Blutweiderich) konnte hingegen eine positive Korrelation von Etablierungszeiten mit Mykorrhizierungsgraden nachgewiesen werden. Die verschiedenen dotierten Schadstoffgruppen riefen unterschiedliche Reaktionen bei der Kolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen hervor: Höhere Mykorrhizierungsgrade bei einer Dotierung mit MKW/PAK, kein Effekt bei Herbiziddotierung, und niedrigere Mykorrhizierungsgrade durch die Dotierung mit Schwermetallen.

### **3.2.3 Dauer der Etablierungszeit der Mykorrhiza der Versuchspflanzen**

Für *Lythrum salicaria* hat sich gezeigt, dass die Mykorrhizierungsgrade deutlich durch die Dotierung mit allen Schadstoffen erniedrigt wurden, wenn weniger als 8 Wochen zwischen Inokulation und Dotierung lagen (vgl. Abbildung 20 „Mix“). Bei Etablierungszeiten von 0 und 6 Wochen sind in Ansätzen mit Schadstoffen die Mykorrhizierungsgrade geringer als ohne Dotierung. Längere Etablierungszeiten von 12 Wochen bringen hier keine Steigerung mehr im Vergleich zu 8 Wochen.

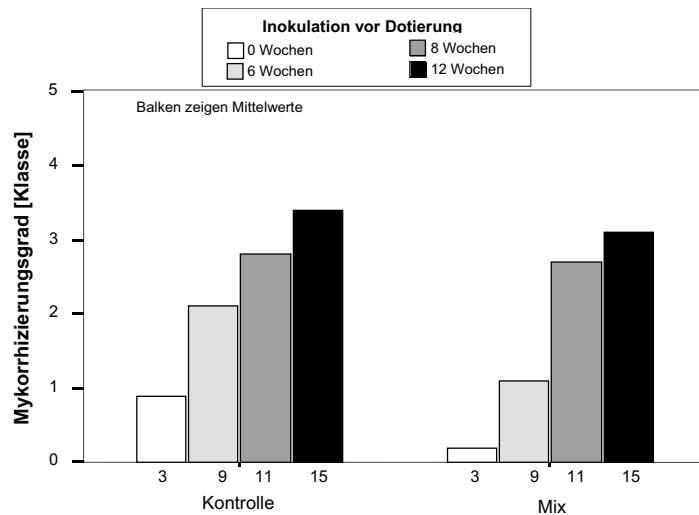


Abbildung 20: Mykorrhizierungsgrade der Versuchsansätze mit *Lythrum salicaria* nach unterschiedlichen Etablierungszeiten der Mykorrhiza von 0, 6, 8 und 12 Wochen (Graustufen) bei der Probennahme nach 3 Wochen. Zahlen unter den Säulen geben die absolute Mykorrhizierungszeit in Wochen von Inokulation bis zum Zeitpunkt der Probennahme an.

Die Mykorrhizierungsgrade von *Filipendula ulmaria* und *Phragmites australis* hatten kaum Unterschiede zwischen Kontrollen und mit Schadstoffen dotierten Ansätzen, dementsprechend konnte keine Auswirkung der Etablierungszeit beobachtet werden.

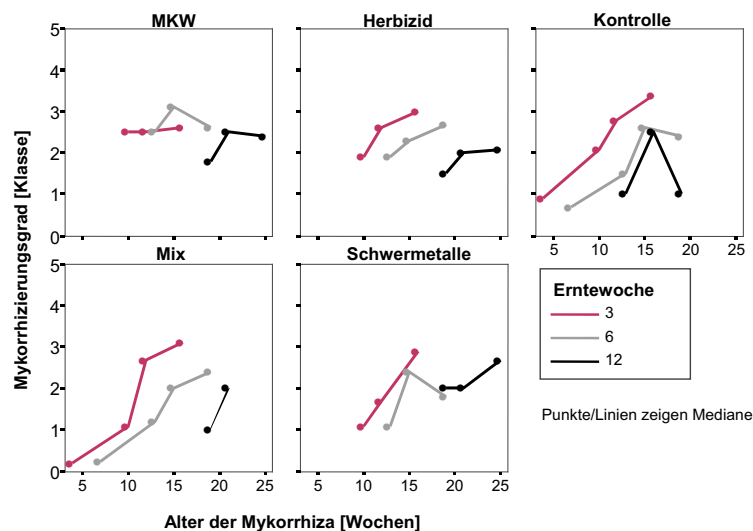


Abbildung 21: Effekte von Mykorrhizierungszeiten (Alter der Mykorrhiza), Schadstoffgruppe und Erntezeitpunkt auf die Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.

Wie Abbildung 21 erkennen lässt, sind bei der Probennahme im August (nach drei Versuchswochen) in der Regel eher steigende Mykorrhizierungsgrade bei längerer Mykorrhizierungszeit zu vermerken. Die Probennahmen im September und Oktober (nach 6 und 12 Versuchswochen) zeigen keine gleichartigen Trends mehr. Ein Anstieg oder eine Abnahme der Mykorrhizierungsgrade konnte durch die drei Erntezeitpunkte nach 3, 6 und 12 Versuchswochen nicht deutlich dargestellt werden (vgl. Abbildung 21). Tendenziell sind zwar mit zunehmendem Alter der Mykorrhiza auch steigende Mykorrhizierungsraten zu verzeichnen und nach 12 Versuchswochen

eher niedrigere Mykorrhizierungsgrade als nach 3 oder 6 Wochen vorhanden. Diese Ergebnisse variieren jedoch für jede Schadstoffgruppe (vgl. Abbildung 21) und ebenfalls bei Betrachtung der Etablierungszeiten (siehe Anhang, Abbildung V), so dass offenbar keine der Variablen (Schadstoffgruppe, Versuchswoche, Mykorrhizierungszeit, Etablierungszeit) einen übergeordneten Einfluss auf die Mykorrhizierungsgrade nimmt.

Die Daten von *Filipendula ulmaria* und *Phragmites australis* lassen ebenfalls keine Rückschlüsse auf einen Verlauf der Mykorrhizierung zu.

### 3.2.4 Dauer der Mykorrhizierungszeit der Versuchspflanzen

Werden die Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich in Abhängigkeit von Probennahmezeitpunkt und der Mykorrhizierungszeit (Inokulation bis Probennahme) betrachtet (dargestellt in Abbildung 22), so wird ersichtlich, dass im August geerntete Pflanzen von *Lythrum salicaria* jeweils verhältnismäßig hohe Mykorrhizierungsgrade im Vergleich mit den Ergebnissen der Probenahmen im September und Oktober haben. Längere Mykorrhizierungszeiträume bedeuten dabei nicht höhere Mykorrhizierungsgrade (vgl. beispielsweise „Woche 15 August“ mit „Woche 18 September“ in Abbildung 22), wenn die Probennahme zu verschiedenen Zeitpunkten erfolgte. Nur bei Betrachtung gleicher Probennahmezeitpunkte für sich (August) wurden durch längere Mykorrhizierungszeiten auch höhere Mykorrhizierungsgrade nachgewiesen.

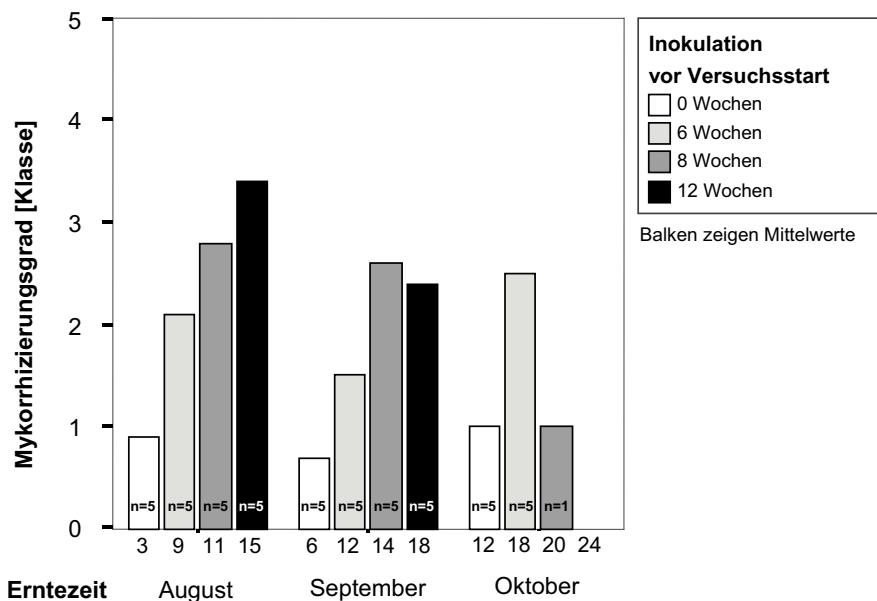


Abbildung 22: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* im August (nach 3 Versuchswochen), im September (nach 6 Versuchswochen) und im Oktober (nach 12 Versuchswochen). Nur Kontrollen ohne Schadstoffdotierung. Zahlen unter den Säulen geben die (absolute) Mykorrhizierungszeit von Inokulation bis zum Zeitpunkt der Probennahme in Wochen an.

Nach den Ergebnissen von August und September kann eine Mykorrhizierungszeit von mindestens 9 Wochen für *Lythrum salicaria* angegeben werden, um mehr als 5 % des Wurzelwerkes (entspricht Mykorrhizierungsgrad Klasse 2: 5–25%) zu gewährleisten.

Die Mykorrhizierungsgrade von *Filipendula ulmaria* hingegen waren zu allen Probennahmezeitpunkten ähnlich niedrig und selten höher als Klasse 2. Es konnten kaum saisonale Schwankungen oder Unterschiede durch verschiedene Längen der Mykorrhizierungszeit identi-

fiziert werden. Ab einer Mykorrhizierungszeit von 11 Wochen sind die Kolonisationsraten bei Mädesüß gleich hoch.

*Phragmites australis* besaß höchste Mykorrhizierungsgrade bei der Probennahme im September und nur dann zogen längere Mykorrhizierungszeiten auch proportional höhere Mykorrhizierungsgrade nach sich. Bei Schilf wird offenbar erst nach 15 Wochen keine höhere Mykorrhizierungsrate mehr erreicht.

### **Zusammenfassung des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten:**

Bei den untersuchten Arten *Filipendula ulmaria*, *Phragmites australis* und *Lythrum salicaria* wurden die Vitalität der Pflanzen und teilweise auch ihre Mykorrhizierungsgrade durch die Dotierung mit Schadstoffen negativ beeinflusst. Die Pflanzen reagierten unterschiedlich auf die Schadstoffdotierung. An Blutweiderich wurde der Einfluss der verschiedenen Schadstoffgruppen untersucht. Die dotierten Mengen der Schwermetalle Kupfer und Zink hemmten die Mykorrhizierung am deutlichsten und riefen die stärksten Schäden an den Pflanzen hervor. Die getesteten Mengen des MKW/PAK-Gemisches und des Herbizidwirkstoffs 2,4-D hatten keine Auswirkungen auf die Vitalität und die Mykorrhizierungsgrade der Pflanzen. Je älter die Pflanzen zum Zeitpunkt der Dotierung waren, desto widerstandsfähiger waren sie und desto stärker waren sie mykorrhiziert.

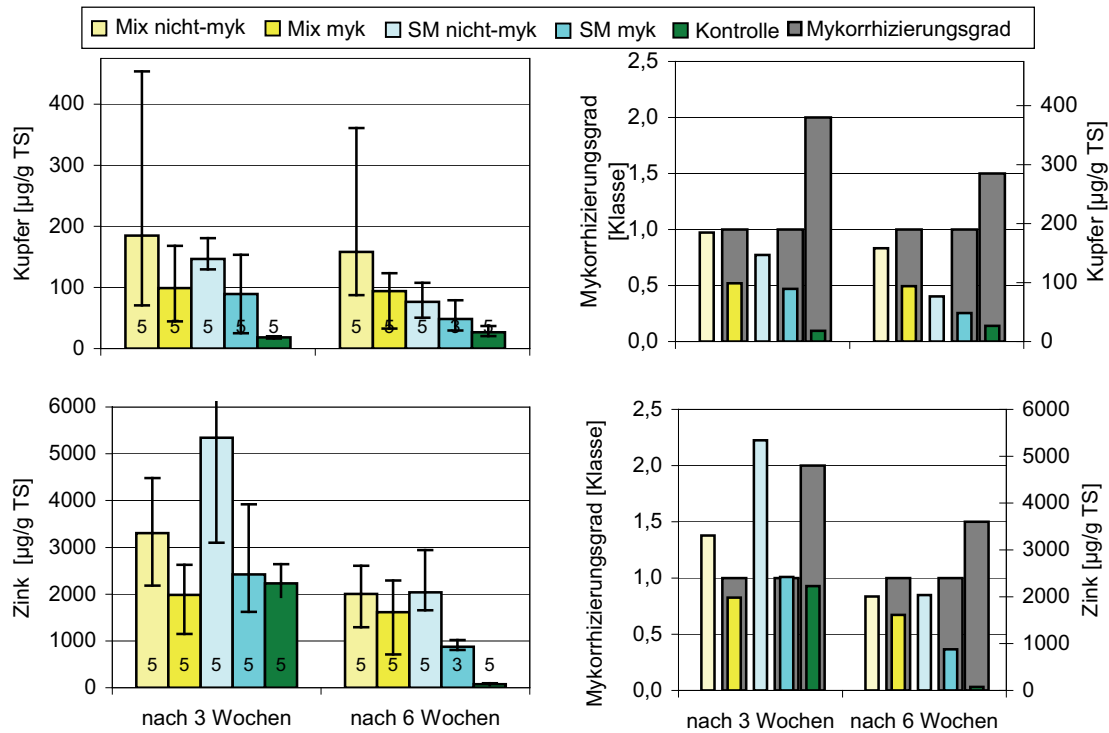
Bei ausreichender Etablierungszeit entstand jedoch eine stabile Symbiose, welche Schadstoffbelastungen ertrug und die Aufnahme von Schwermetallen in die Sprossachse reduzieren kann. Mykorrhizierte Pflanzen sind also auch im Bezug auf eine Schadstoffbelastung widerstandsfähiger.

### **3.3 Aufnahme von Schwermetallen in die Sprossachse von *Lythrum salicaria***

Einige Pflanzen aus dem Versuch zum Mykorrhizierungsverhalten wurden gleichzeitig für Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme in die Sprossachse mit und ohne Mykorrhiza verwendet. Stichproben ergaben, dass nicht inokulierte Pflanzen auch nicht mykorrhiziert waren (Ergebnisse nicht dargestellt).

In Abbildung 23 sind die Gehalte an Kupfer und Zink in den Sprossachsen von *Lythrum salicaria* mit Angabe der jeweiligen Mykorrhizierungsgrade dargestellt. Die Ergebnisse zeigen ohne eine Mykorrhizierung durchschnittlich höhere Aufnahmeraten von Kupfer und Zink nach 3 und 6 Versuchswochen. Im Gegensatz zu Kupfer findet sich Zink nach drei Wochen auch in den Kontrollpflanzen in vergleichsweise hohen Gehalten. Nach sechs Versuchswochen ist jedoch kaum noch Zink in den (mykorrhizierten!) Kontrollen nachzuweisen. Die Mykorrhizierung ist bei allen dotierten Ansätzen im Mittel gleich hoch, wie den beiden rechten Grafiken in Abbildung 23 zu entnehmen ist. Eine Korrelation von Mykorrhizierungsgraden und den Gehalten an Kupfer und Zink in den Sprossachsen von Blutweiderich ist damit offensichtlich nicht gegeben.

Die Gehalte der Schwermetalle sind für fast alle dotierten Ansätze nach 3 Wochen höher als nach 6 Wochen. Demnach findet keine Akkumulation in den Sprossachsen statt.



**Abbildung 23:** Ergebnisse der Untersuchungen zur Aufnahme von Schwermetallen. Abbildungen links: Gehalte von Kupfer (oben) und Zink (unten) in der Sprossachse von *Lythrum salicaria* mit und ohne Mykorrhiza nach 3 und 6 Versuchswochen. Dotierung mit allen Schadstoffen (Mix) oder nur Schwermetallen (SM) im Vergleich mit mykorrhizierten Kontrollen. Darstellung der Mittelwerte, Fehlerbalken zeigen die Spannweite der Daten an. Abbildungen rechts: Vergleich der Kupfer- und Zink- Gehalte mit den jeweiligen Mykorrhizierungsgraden (graue Säulen) für den Ansatz.

### 3.4 Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

#### 3.4.1 Vitalität von *Lythrum salicaria* im Vortest der NaCl- Dotierung

Sichtbare Schäden, die durch Salzstress hervorgerufen wurden, zeigten sich nach vier Versuchswochen hauptsächlich an Pflanzen, die mit einer hohen Salzdotierung (3 g NaCl/Woche, Variante 3, siehe Kap. 2.6.4.1.1) ausgesetzt waren. Die Schäden äußerten sich in trockenen bzw.



**Bild 4:** Fotos von Nekrosen an Sprossspitzen von *Lythrum salicaria* nach 4-wöchiger Salzdotierung mit 3 g NaCl/Woche. Links Pflanze mit Mykorrhiza und geringen Schäden, rechts Pflanze ohne Mykorrhiza mit nekrotischer Sprossspitze.

nekrotischen Sprossspitzen, wie Bild 4 zeigt. Bei älteren Blättern kamen ebenfalls braune Blattspitzen vor. Mykorrhizierte Pflanzen hatten weniger und geringere Schäden, als Pflanzen ohne Mykorrhiza, wie Bild 4 deutlich macht. Bei den nicht-mykorrhizierten Exemplaren gab es auch kleine Nekrosen, wenn die Pflanzen mit 580 mg NaCl/Woche (Variante 2) dotiert wurden. Pflanzen der Variante 1 mit einer täglichen Salzdotierung und insgesamt 300 mg NaCl/Woche wiesen keine Schäden auf.

### 3.4.2 Vitalität von *Lythrum salicaria* im Vortest der Schwermetalldotierung

Die Vitalität der Versuchspflanzen wurde durch Dotierungen von insgesamt 7,5 mg Cu und 39 mg Zn/Topf, sowie durch 15 mg Cu/Topf und 75 mg Zn/Topf (Varianten 1 und 2, vgl. Tabelle 22, Kap. 2.6.4.1.2) nicht sichtbar beeinträchtigt. Die Dotierung in Variante 3 mit 30 mg Cu und 150 mg Zn/Topf in drei Einzeldosen rief ebenfalls keine Schäden an den Pflanzen hervor. Nach Dotierung von 20 mg Cu und 100 mg Zn/Topf wurden erste Blattschäden erkennbar (Variante 4). Ebenso ließ die Zugabe der gesamten Dosis von 30 mg Cu und 150 mg Zn/Topf Nekrosen und Verfärbungen der unteren Blätter an den Pflanzen der Variante 5 mit den höchsten Dosierungen an Kupfer und Zink erkennen. Daraus wurde abgeleitet, dass die für die Experimente vorgesehene Schadstoffmenge in drei Teildotierungen bei 4 Monate alten Exemplaren von Blutweiderich nicht zum Absterben der Pflanzen führt, wie es im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten bei Dotierung der gesamten Dosis geschehen war. Die Schwermetalldotierung im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen wurde daher in vier Teildosierungen vorgenommen.

### 3.4.3 Überprüfung der Bodendämpfung des Substrates

Durch die Dämpfung des Bodens sollten die natürlich im Boden vorkommenden Mykorrhizapilze abgetötet werden und eine unkontrollierte bzw. spontane Inokulation der Pflanzen verhindert werden, ohne dabei die Bodenstruktur zu zerstören. Ob dies erfolgreich war, konnte anhand der Mykorrhizierungsgrade erst ermittelt werden, nachdem die Pflanzen mehrere Wochen im Substrat gewachsen waren. Zusätzlich wurde jedoch auch die Anzahl der koloniebildenden Einheiten (KBE) im Boden im Vergleich mit ungedämpften Substrat bestimmt. Die Bestimmung der koloniebildenden Einheiten ist keine spezifische Methode um die Aktivität von Mikroorganismenarten im Boden nachzuweisen. Da die verwendeten Agarplatten aus einem Universalnährboden für Bakterien hergestellt wurden, können lediglich Aussagen über bei diesen Bedingungen wachsende Bakterien und Pilze getroffen werden. Die Methode reicht jedoch aus, um Proben, die sich nur in wenigen Parametern unterscheiden, zu vergleichen. Vor Beginn des Versuches sollte somit abgeschätzt werden, ob die Dämpfung des Bodens zum Abtöten von Sporen und Mikroorganismen geführt hat oder durch zu niedrige Temperatur oder Länge der Behandlung eine Vermehrung stattgefunden hat.

Im gedämpften Boden lag die Zahl der KBE/g TS nach zwei Tagen Inkubationszeit ca. ein Drittel niedriger als im ungedämpften Boden (siehe Tabelle 30). Nach sieben Tagen Inkubationszeit hat sich der Unterschied noch vergrößert: im ungedämpften Boden haben sich mehr als 10 mal so viele koloniebildende Einheiten gebildet wie im gedämpften Substrat.



**Tabelle 30:** Ergebnisse der Keimzahlbestimmung von gedämpften und ungedämpften Substrat nach 2 und 7 Inkubationstagen auf Agarplatten bei Zimmertemperatur unter Verwendung von Bakteriennährboden.

Boden	2 Tage	7 Tage	Kolonien
gedämpft	13.670 KBE/g TS	32.000 KBE/g TS	nur Bakterien
ungedämpft	34.365 KBE/g TS	388.751 KBE/g TS	Bakterien und Pilze

Eine Überprüfung der Mykorrhizierung von Blutweiderich aus gedämpften Substrat zu verschiedenen Zeitpunkten ergab, dass keine selbstständige Infektion an den Wurzeln nachgewiesen werden konnte (siehe Ergebnisse in Tabelle 31). Lediglich Pflanzen, die mit dem Mykorrhiza- Inokulum der Fa. Inoq behandelt wurden, waren auch mykorrhiziert. Die Bodendämpfung verhinderte erfolgreich die ungewollte Mykorrhizierung der Versuchspflanzen, ohne dabei sämtliches Bodenleben völlig abzutöten.

**Tabelle 31:** Spontane und gezielte Infektionen von *Lythrum salicaria* mit Mykorrhizapilzen in gedämpftem und ungedämpftem Substrat zu verschiedenen Zeitpunkten. Anzucht der Pflanzen in KW 4, Inokulation in KW 16. (KW = Kalenderwoche, n = Stichprobenumfang).

Probenzeitpunkt [KW]	Art der Probe	Pflanzenalter [Wochen]	Zeitraum seit Inokulation [Wochen]	Substrat	Mykorrhizierung	n
16	ganzes Wurzelwerk	12	vor Inokulation	gedämpft	keine Mykorrhiza	6
				ungedämpft	keine Mykorrhiza	11
23	Wurzeln unter den Töpfen	19	7	inokuliert, gedämpft	2 Proben mykorrhiziert	4
			-	nicht inokuliert, gedämpft	keine Mykorrhiza	3
25	Stichproben	21	9	nicht inokuliert, gedämpft	keine Mykorrhiza	2
27	Mischprobe vom Wurzelballen	23	11	inokuliert, gedämpft	Proben zu 25% mykorrhiziert	2
			-	nicht inokuliert, gedämpft	keine Mykorrhiza	2
			-	ungedämpft, nicht inokuliert	1 Probe mit Mykorrhiza 1 Probe mit Hyphen	2

### 3.4.4 Pflanzenvitalität von *Lythrum salicaria* im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Da die Schwermetalle im vorangegangenen Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten teils letale Schäden an den Pflanzen hervorgerufen haben, wurden die Schwermetall- Lösung dieses Mal in vier Teildotierungen aufgebracht. Starke Schäden an den mit allen Schadstoffen dotierten Pflanzen (Ansätze „Mix“) konnten damit vermieden werden.

Schon in der dritten Versuchswoche traten allerdings auf den Blättern zahlreicher Pflanzen dunkle, fädige Flecken auf, die sich als beginnender Mehltau- Befall (*Erysiphaceae*- Erreger) herausstellten. Um eine weitere Verbreitung zu verhindern wurden alle Pflanzen zurückgeschnitten. Das Gießen mit der Salzlösung wurde für zwei Wochen ausgesetzt, bis die Pflanzen wieder durchgetrieben hatten. Da jedoch noch zahlreiche Stellen mit Mehltau vorhanden waren, wurde in der 5. und 7. Versuchswoche mit „Bioblatt Mehltaumittel“ Neudorff (Wirkstoff Lecithin aus Soja) gespritzt. Anfang September, in Versuchswoche 9 wurden nochmals alle Pflanzen kräftig zurückgeschnitten, in der 12. und 13. Versuchswoche die Behandlung mit dem

„Bioblatt Mehlaumittel“ wiederholt. Der Mehlaubefall konnte trotzdem nur eingeschränkt werden und blieb während der gesamten Versuchslaufzeit bestehen.

Sichtbare Schäden an den Pflanzen, die direkt durch die Dotierung hervorgerufen wurden, traten während des Versuches nicht auf. Mykorrhizierte Pflanzen wuchsen deutlich höher und kräftiger als solche ohne Mykorrhiza (Bild 5). Nach einigen Wochen wurden auch Wachstums-  
einschränkungen an den Pflanzen, die regelmäßig mit Kochsalzlösung gegossen wurden, deutlich (siehe Bild 6).

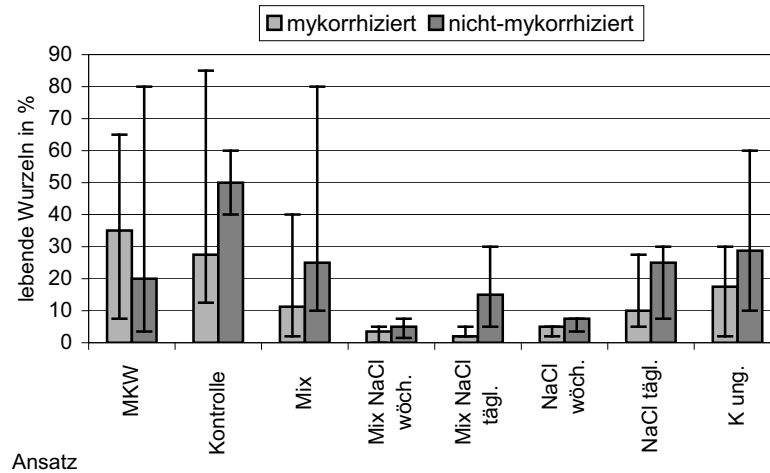


**Bild 5:** 18 Wochen alte Versuchspflanzen von *Lythrum salicaria* in der Anzucht im Gewächshaus vor Versuchsbeginn. Links ohne Inokulation, rechts seit 8 Wochen inokuliert.



**Bild 6:** Auswirkungen der Salzdotierung auf *Lythrum salicaria* nach 16 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Linkes Foto: mykorrhizierte Pflanzen mit wöchentlicher (Bildmitte) und täglicher (rechte Bildhälfte) Dotierung von NaCl- Lösung, **rechtes Foto:** mykorrhizierte Kontrollpflanzen.

Während der Probennahme am Ende des Versuches wurde die Vitalität des Wurzelballens optisch eingeschätzt. Dazu wurde der Anteil von hellen, neu gebildeten Wurzeln im Gegensatz zu bräunlichen, älteren geschätzt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 24 dargestellt. Neben einer großen Spannweite der Daten (in bei den Ansätzen „Kontrolle“, „MKW“ und „Mix“), fällt vor allem der schlechte Zustand bzw. die geringe Wurzelneubildung bei den Ansätzen mit Salzdotierung auf. Besonders die Schadstoffe in Kombination mit der wöchentlichen Salzbelastung schränkten die Bildung von jungen Wurzeln deutlich ein (siehe Ansatz „Mix NaCl wöch.“).



**Abbildung 24:** Ergebnisse der optischen Einschätzung der Vitalität der Wurzelballen von *Lythrum salicaria* nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Anteil an hellen, jungen, frischen Wurzeln in Prozent vom gesamten Wurzelballen, Mediane mit Spannweiten. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

### 3.4.5 Wurzelbiomasse von *Lythrum salicaria* im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Mit der Bestimmung der Trockengewichte der Wurzelballen wurden die Unterschiede in der Bildung von unterirdischer Biomasse zwischen den einzelnen Versuchsansätzen ermittelt. (Eine Bestimmung der oberirdischen Biomasse war nicht möglich, da alle Pflanzen während des Versuches mehrmals zurückgeschnitten wurden). Es gilt zu Bedenken, dass vorher von jedem Wurzelballen (ungefähr gleich große) Proben zur Untersuchung der Mykorrhiza geschnitten wurden. Das Frischgewicht dieser Proben betrug jedoch weniger als 5 % des Gesamtfrischgewichtes und nimmt dementsprechend wenig Einfluss auf das Trockengewicht.

Wie Abbildung 25 zeigt, besaßen die mykorrhizierten Ansätze bis auf eine Ausnahme („NaCl t“) ein höheres mittleres Wurzelrockgewicht als nicht-mykorrhizierte Ansätze, so dass mit  $p < 0,001$  gilt: mykorrhizierte Ansätze > nicht-mykorrhizierte Ansätze (U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Bei den nicht-inokulierten Kontrollpflanzen in ungedämpftem Boden entwickelte sich deshalb auch ein schwereres Wurzelwerk als bei nicht-inokulierten Kontrollen in gedämpftem Boden (da in ungedämpftem Boden eine Mykorrhizierung stattfand, vgl. Kap 3.4.6, und sich diese positiv auf die Wurzelgewichte auswirkte). Die Zugabe der Schadstoffe hatte überraschenderweise keine deutliche Wirkung auf das Wurzelwachstum (vgl. „Mix“ Abbildung 25). Die geringsten Wurzelgewichte besitzen die nicht-mykorrhizierten Varianten der beiden

Ansätze, die wöchentlich mit der Salzlösung gegossen wurden („Mix NaCl w“ und „NaCl w“) und dadurch einer permanenten Salzbelastung ausgesetzt waren.

Die Verknüpfung von Trockengewicht der Wurzelwerke und deren Anteil heller Wurzeln in Abbildung 26 zeigt, dass die meisten nicht-mykorrhizierten Wurzelballen absolut mehr helle Wurzeln besitzen als die mykorrhizierten (vgl. Anhang Tab II). Die einzige Ausnahme stellt der Ansatz „MKW“ dar, hier liegt der Median der nicht-mykorrhizierten Variante unter dem der mykorrhizierten, die Spannweiten sind allerdings bei beiden Werten ähnlich groß. Ansätze, die mit NaCl dotiert wurden, besitzen nur sehr geringe Anteile an hellen Wurzeln. Dass Ansätze ohne Mykorrhiza mehr junge Wurzeln bilden als solche, die mykorrhiziert sind, erklärt sich durch eine bessere Versorgung mit Nährstoffen und Wasser bei mykorrhizierten Pflanzen.

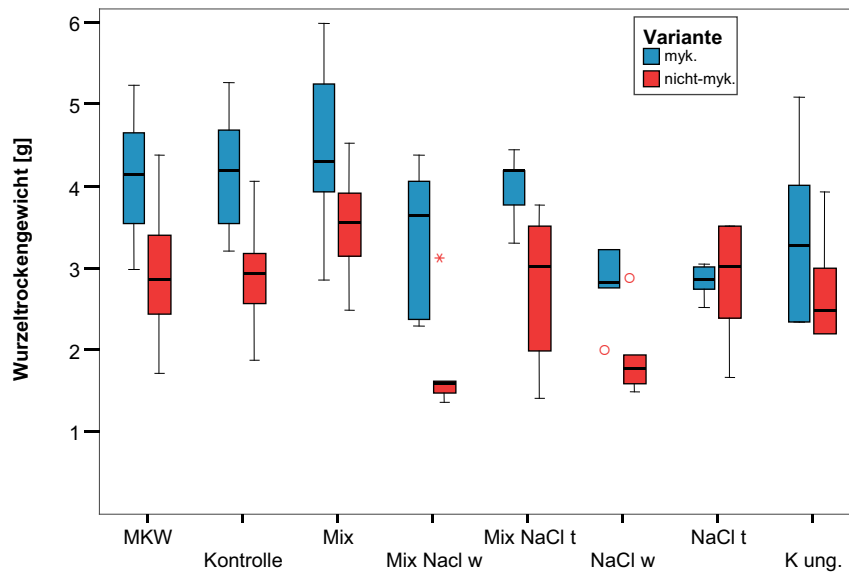


Abbildung 25: Boxplot der Wurzelbiomasse von *Lythrum salicaria* bei Probenahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

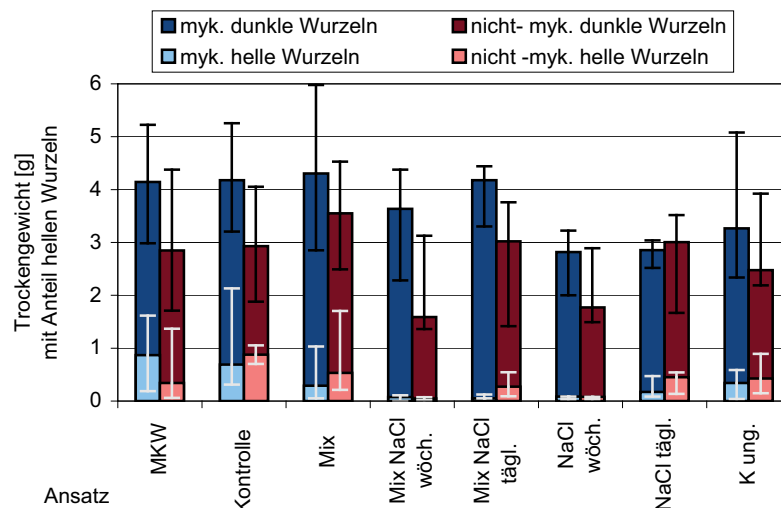


Abbildung 26: Wurzelrockgewichte von *Lythrum salicaria* mit Anteilen an jungen, hellen Wurzeln bei Probenahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mediane mit Spannweiten (Fehlerbalken), Anteil heller Wurzeln in unteren Säulenbereiche mit Spannweiten (weiße Fehlerbalken). Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

Das Gießen mit der Salzlösung hatte die Wurzelbildung klar gehemmt (siehe Ansatz „NaCl t“ und „NaCl w“), es existiert ein signifikanter Unterschied zwischen Ansätzen mit und ohne Salzdotierung ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Dieser Effekt gilt für mykorrhizierte und nicht-mykorrhizierte Varianten gleichermaßen. Durch die Dotierung mit Schadstoffen wurde die Wurzelbiomasse zwar erhöht, dieser Einfluss wird unter einer Salzdotierung bei nicht-mykorrhizierten Pflanzen jedoch unterdrückt (siehe Abbildung 27). In Abbildung 27 ist der Einfluss des Salzes im Zusammenhang mit der Mykorrhizierung und der Dotierung mit Schadstoffen verdeutlicht: die Wurzelbiomasse verringerte sich durch die Dotierung mit Salz (die Mykorrhizierungsgrade sind ebenso niedriger, vgl. Kap. 3.4.6). In Kombination mit einer Schadstoffdotierung (welche im Versuch die Wurzeltrockengewichte erhöhte) wurde durch Salzeinfluss die Wurzelbiomasse noch stärker verringert, wenn die Pflanzen keine Mykorrhiza besaßen.

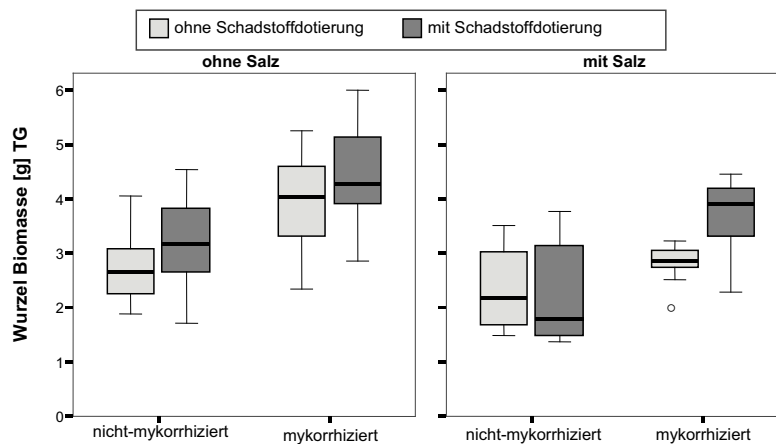


Abbildung 27: Einflüsse von Salzdotierung, Mykorrhiza und Schadstoffdotierung auf die Wurzel-trockengewichte von *Lythrum salicaria* im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.

#### Zusammenfassung der Ergebnisse der Wurzelbiomasse im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten:

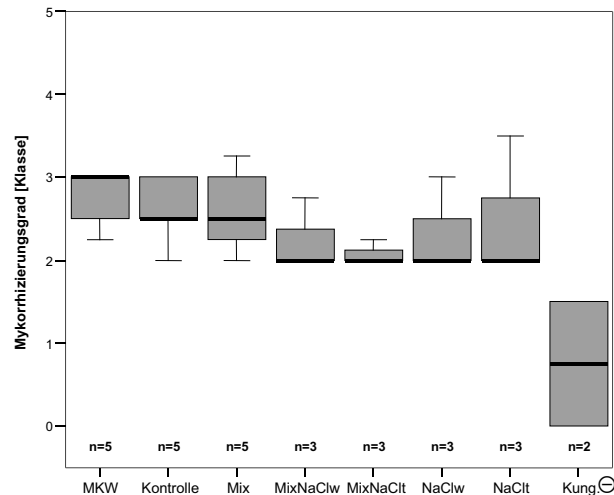
Die Wurzelbiomasse von mykorrhiziertem Blutweiderich war größer als von nicht-mykorrhizierten Exemplaren. Auch bei einer Dotierung mit Kochsalzlösung wurde weniger Biomasse aufgebaut. Die Dotierung mit allen Schadstoffen führte im Trend zu einer etwas höheren Biomassebildung (Ausnahme: Variante ohne Mykorrhiza und ohne Salz). In ungedämpftem Boden wurde weniger Wurzelbiomasse aufgebaut als in gedämpftem Substrat. Zum Zeitpunkt der Auswertung (November) zeigten mit Salzlösung gegossene Ansätze eine eingeschränkte Wurzelneubildung.

### 3.4.6 Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Nicht-inokulierte Pflanzen in gedämpftem Boden besaßen in allen Ansätzen und zu beiden Untersuchungszeitpunkten keine Mykorrhiza. Auf die Darstellung dieser Ansätze in den Abbildungen dieses Kapitels wird deshalb verzichtet.

Nach 9 Versuchswochen zeigten sich nur geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten, wie aus den Mykorrhizierungsgraden der Zwischenproben in Abbildung 28 zu entnehmen ist. Mit Salzlösung gegossene Ansätze hatten etwas geringere mykorrhizierte Anteile

des Wurzelballens als solche, die keinem Salzstress ausgesetzt waren. Signifikante Unterschiede konnten allerdings nicht festgestellt werden. Kontrollpflanzen in ungedämpftem Boden „K ung.⊖“ waren nach 9 Versuchswochen sogar ohne Inokulation mykorrhiziert, wenn auch deutlich geringer als alle inokulierten Ansätze in gedämpftem Boden (vgl. beispielsweise mit „Kontrolle“). Die inokulierten Varianten in ungedämpften Boden wurden nach 9 Wochen noch nicht beprobt.

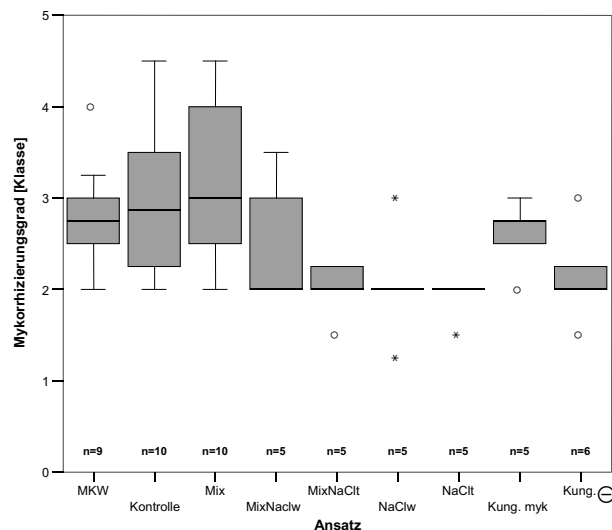


**Abbildung 28:** Boxplot der Mykorrhizierungsgrade der Versuchsansätze von *Lythrum salicaria* bei Probenahme nach 9 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Ansatz „K ung.⊖“ ohne Inokulation. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

Am Ende des Versuches sind die Unterschiede zwischen den Ansätzen etwas deutlicher: es sind signifikante Unterschiede bei Ansätzen mit Salzlösung und solchen ohne Salzdotierung ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ) vorhanden (siehe Abbildung 29). Der Einfluss der Dotierung mit Schadstoffen bleibt dahinter zurück, Unterschiede zwischen schadstoffdotierten Ansätzen und solchen ohne Schadstoffe sind nicht signifikant. Stärker als die Schadstoffe und vor allem die Schwermetalle (die in diesem Versuch in vier Dosen dotiert wurden) beeinflusst also offenbar Salz die Mykorrhizierung von Blutweiderich.

Im ungedämpften Substrat ist bei der nicht- inokulierten Variante der Kontrolle („K ung.⊖“) der Mykorrhizierungsgrad nach 20 Versuchswochen höher als nach 9 Wochen; liegt jedoch unter dem inokulierten Kontrollansatz „K ung. myk“. Die höchsten Mykorrhizierungsgrade wurden in dem Ansatz, der mit allen Schadstoffen dotiert wurde („Mix“), festgestellt.





**Abbildung 29:** Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* bei Probenahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Ansatz „K ung. ⊖“ ohne Inokulation, Ansatz „K ung. myk“ mit Inokulation. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

#### Zusammenfassung der Ergebnisse der Mykorrhizierungsgrade im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:

Durch die Dämpfung des Substrates wurden mykorrhizafreie Exemplare von Blutweiderich erhalten. In ungedämpften Substrat stellte sich eine selbstständige Mykorrhizierung ein, die durch das Inokulum der Fa. Inoq verstärkt wurde. Insgesamt waren die Mykorrhizierungsgrade nach 20 Versuchswochen nur wenig höher als nach 9 Versuchswochen. Die Dotierung mit Kochsalzlösung hemmte die Zunahme der Wurzelbesiedlung mit arbuskulären Mykorrhizapilzen, was sich nach 20 Versuchswochen in niedrigeren Mykorrhizierungsgraden widerspiegelte. Die Dotierung mit dem MKW/PAK-Gemisch plus Herbizid („MKW“) oder allen Schadstoffen („Mix“) wirkte sich nicht auf die Mykorrhizierungsgrade aus.

#### 3.4.7 MKW/PAK-Gehalte von Boden- und Wasserproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Bei der Auswertung der Messdaten wurde angestrebt, Restgehalte der dotierten PAK Acenaphthen und Phenanthren, sowie der Alkane Dodecan ( $C_{12}$ ), Pentadecan ( $C_{15}$ ), Eicosan ( $C_{20}$ ) zu bestimmen und deren Abbauprodukte Dodecen, Tetradecan ( $C_{14}$ ), Tetradecen, Hexadecan ( $C_{16}$ ), Hexadecen und Octadecen ( $C_{18}$ ) nachzuweisen.

Die detektierten Substanzen traten jedoch sowohl in dotierten als auch nicht-dotierten Proben in teils ähnlichen Mustern und Gehalten auf (siehe Abbildung 30 und Tabelle 32), so dass Rückschlüsse auf Abbauvorgänge der dotierten Alkane im Boden kaum möglich waren. Da außerdem in Proben des gleichen Ansatzes starke Varianzen bezüglich sicher detektierbarer Alkane und Alkene vorherrschten (vgl. Abbildung 31), schien eine Auswertung unter Berücksichtigung der einzelnen Stoffe nicht sinnvoll. Die automatisierte Auswertung der Daten mit der Software „ChemStation“ führte zu schlecht vergleichbaren Datensätzen (siehe Säulenproben, Anhang Tab. V bis VII), da bei leicht verschobenen Retentionszeiten nicht alle Kohlenwasserstoffe automatisch detektiert wurden und eine individuelle Bearbeitung jeder Probe zu zeitaufwendig war. So weisen die Datensätze von Parallelproben durch lückenhafte Angaben starke Unterschiede auf, obwohl die Chromatogramme ähnliche Muster ergeben (Abbildung 31).

Außerdem waren die untersuchten Kohlenwasserstoffe teilweise auch im Lösemittelgemisch („Blindprobe“) vorhanden, wie aus Abbildung 32 hervorgeht.

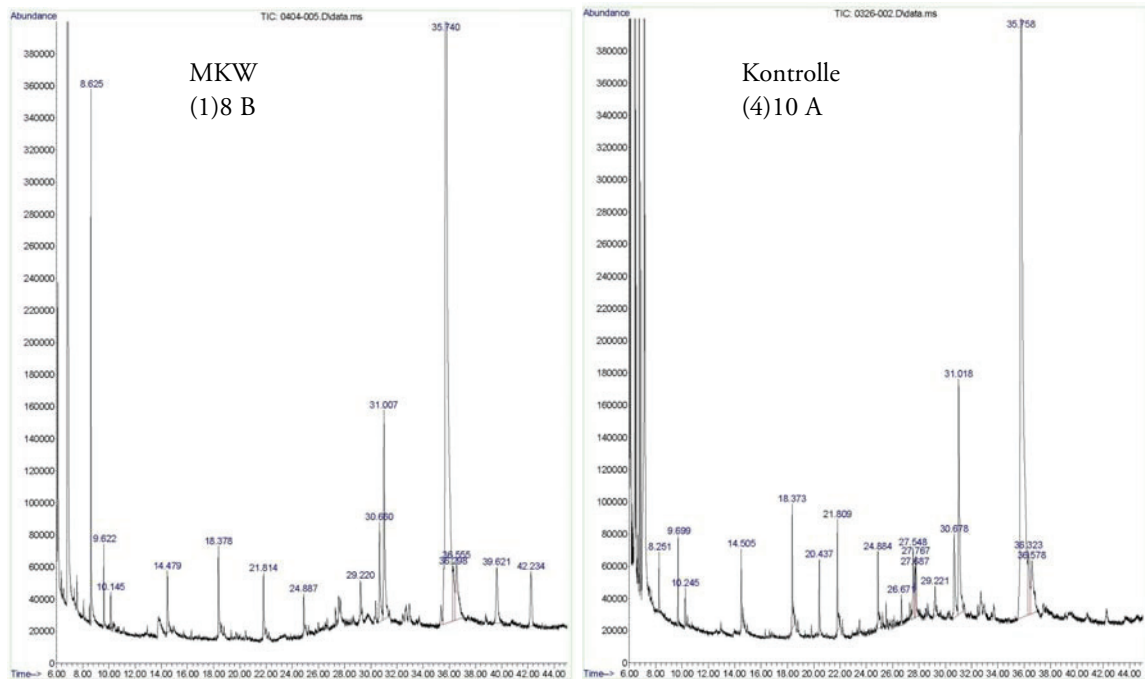


Abbildung 30: Vergleich zweier Chromatogramme der CG-MS Messung von Bodenproben nach MKW/PAK-Analytik. Links dotierte Probe („MKW“), rechts undotierte Probe („Kontrolle“).

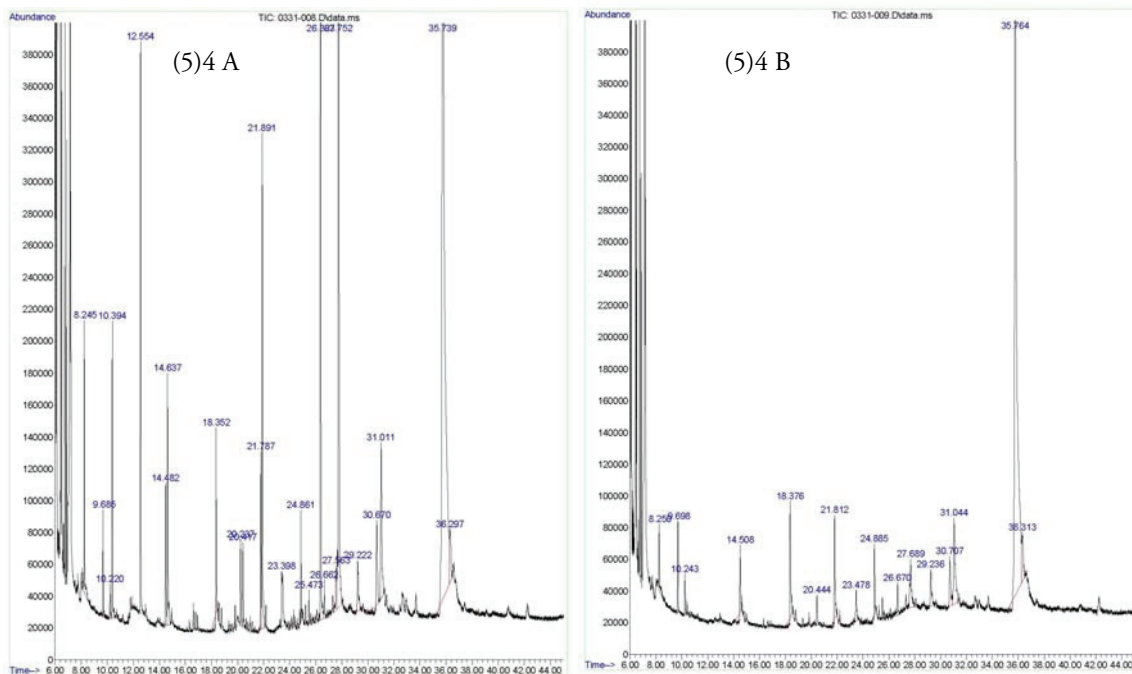


Abbildung 31: Vergleich zweier Chromatogramme der CG-MS Messung von Bodenproben nach MKW/PAK-Analytik. Links A- Probe, rechts B- Probe aus Ansatz „Kontrolle“. Trotzdem an gleichen Stellen Peaks auftreten, werden diese bei verschobenen Retentionszeiten durch die Software nicht erkannt und keine Daten ausgegeben.



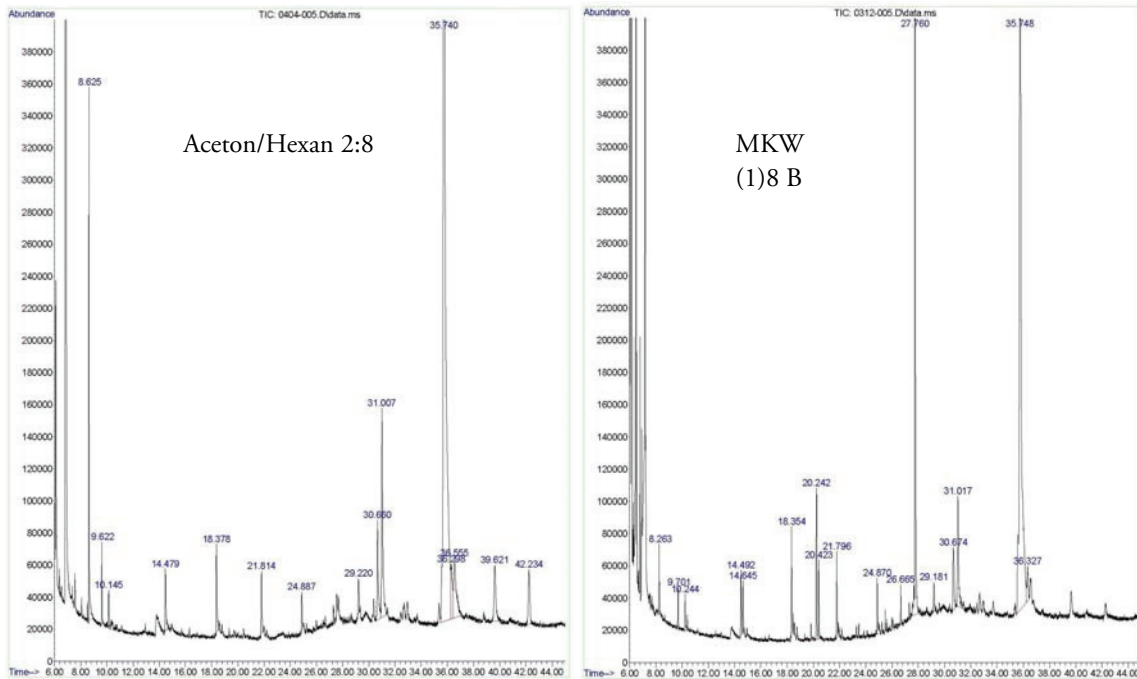


Abbildung 32: vergleich zweier Chromatogramme der CG-MS Messung von Bodenproben für MKW/PAK-Analytik. Links Lösemittelgemisch als Blindprobe ohne Boden, rechts dotierte Probe („MKW“).

Eine Auswertung hinsichtlich der dotierten Substanzen Dodecan, Pentadecan und Eicosan konnte nur für die Proben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen („Endproben“) erfolgen, da hier eine ausreichende Datengrundlage vorhanden war (siehe Abbildung 35). Für alle anderen Probensätze war eine Auswertung der Messergebnisse lediglich als Berechnung der Gesamtgehalte an detektierten MKW und PAK möglich.

Tabelle 32: Messergebnisse einzelner Alkane, Alkene und PAK der Bodenproben aus Abbildung 30 bis Abbildung 32.

Ansatz	Probe	Gehalte [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ] TS Boden											
		Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Octadecen	Eicosan	Acenaphthe n	Phenanthren	$\Sigma$ MKW [mg/kg]
MKW myk.	(1)8 B	372	252	527		782	384		221	11353		11	13,89
Kontrolle myk.	(4)10 A	456		662			455		374	374		6	2,31
Kontrolle nicht-myk.	(5)4 A	623	1106	1062		483	943	2774	529	21053			28,57
Kontrolle nicht-myk.	(5)4 B	458		471			722	420					2,07
Aceton/Hexan Gemisch 2:8		366		689			427		158			11	1,64

### 3.4.7.1 MKW/PAK-Gehalte von Bodenproben aus Töpfen

Nach 9 Versuchswochen wurden Analysen der MKW- und PAK-Gehalte für einige Ansätze durchgeführt. Im linken Boxplot der Abbildung 33 sind die Gesamtgehalte an detektierten MKW aufgetragen. Die Ansätze „MKW“ und „Mix“ wurden mit den gleichen Mengen an MKW und PAK dotiert, im Ansatz „MKW“ sind jedoch nach 9 Versuchswochen niedrigere Gehalte an MKW zu finden, als im Ansatz mit allen Schadstoffen („Mix“). Signifikante Unterschiede

zwischen mykorrhizierten Varianten, nicht-mykorrhizierten Varianten und Ansätzen ohne Pflanzen sind nicht vorhanden. Die höchsten Werte wurden in Proben des Ansatzes „Mix NaCl t“ gemessen, der zusätzlich zu den Schadstoffen mit Salz dotiert wurde. Für Varianten ohne Mykorrhiza konnten signifikante Unterschiede zwischen Ansätzen mit und ohne Salzdotation (Ansätze „Mix“ und „Mix NaCl t“) nachgewiesen werden ( $p = 0,024$ , U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Die beiden anderen Varianten („mykorrhiziert“ und „ohne Pflanze“) wurden nach 9 Versuchswochen nicht beprobt.

Dotiert wurde mit einem Gesamtgehalt von 150 mg/kg der detektierten MKW Dodecan, Pentadecan und Eicosan. Von diesen Alkanen und ihren Abbauprodukten Dodecen, Tetradecan, Tetradecen, Hexadecan, Hexadecen und Octadecen wurden nach 9 Wochen nur noch maximal 23,50 mg/kg (Ansatz „Mix NaCl t“) bestimmt.

In Abbildung 33 sind im rechten Boxplot die Gesamtgehalte an detektierten MKW nach 20 Versuchswochen wiedergegeben. Neben den Ansätzen „Mix“, „Kontrolle“ und „MKW“ wurden auch Proben von allen Varianten des Ansatzes „Mix NaCl t“ analysiert. Auch ungedämpfter Boden wurde auf den Gehalt von MKW untersucht (Ansatz „K ung“).

Klare Unterschiede bestehen zwischen bepflanzten und nicht-bepflanzten Varianten. Ohne Blutweiderich wurden signifikant höhere MKW-Gehalte gemessen ( $p < 0,001$  Kruskal-Wallis,  $\alpha = 0,5$ ). In den Varianten ohne Pflanzen wurden im Ansatz „Mix“ und „Mix NaCl t“ deutlich höhere Werte als im Ansatz „MKW“ gemessen. Die Kontrollansätze ohne MKW weisen in den Varianten „nicht-mykorrhiziert“ und „ohne Pflanze“ teilweise sehr hohe MKW-Messwerte auf, die jedoch auf hohe Messwerte weniger Proben zurückzuführen sind und vermutlich auf Verschleppungen von Eicosan und Dodecan, sowie hohe Gehalte an Hexadecan zurückzuführen sind. Zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten sind keine signifikanten Unterschiede vorhanden (außer bei den Kontrollen durch die bereits beschriebenen Verunreinigungen).

Auch am Ende des Versuches lassen sich in den Varianten ohne Mykorrhiza beim salzdotierten Ansatz („Mix NaCl t“) signifikant höhere MKW-Gesamtgehalte feststellen, als beim vergleichbaren Ansatz „Mix“ ohne Salzzugabe ( $p = 0,024$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Mykorrhizierte Varianten hingegen weisen diese Unterschiede nicht auf ( $p = 0,476$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

Der Vergleich der MKW-Gesamtgehalte nach 9 Wochen und nach 20 Versuchswochen ergab keine signifikanten Unterschiede (vgl. Abbildung 33). Ein Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in diesem Zeitraum konnte somit nicht nachgewiesen werden. Für einige Ansätze und Varianten sind teilweise sogar höhere Werte nach 20 Wochen festzustellen. Eine Wiederfindungsrate der dotierten Substanzen kann nicht angegeben werden, da keine Analyse des Dotiersandes bei Versuchsstart durchgeführt wurde. Es ist lediglich ein Vergleich mit Gehalten in Rückstellproben des Dotiersandes möglich, die in Abbildung 34 dargestellt sind. Die geschlossenen Gefäße der Rückstellproben wurden bei Raumtemperatur gelagert. Nach 20 Wochen konnten nur noch 46 % der dotierten Ausgangsgehalte (MKW-Gesamtgehalte) nachgewiesen werden.

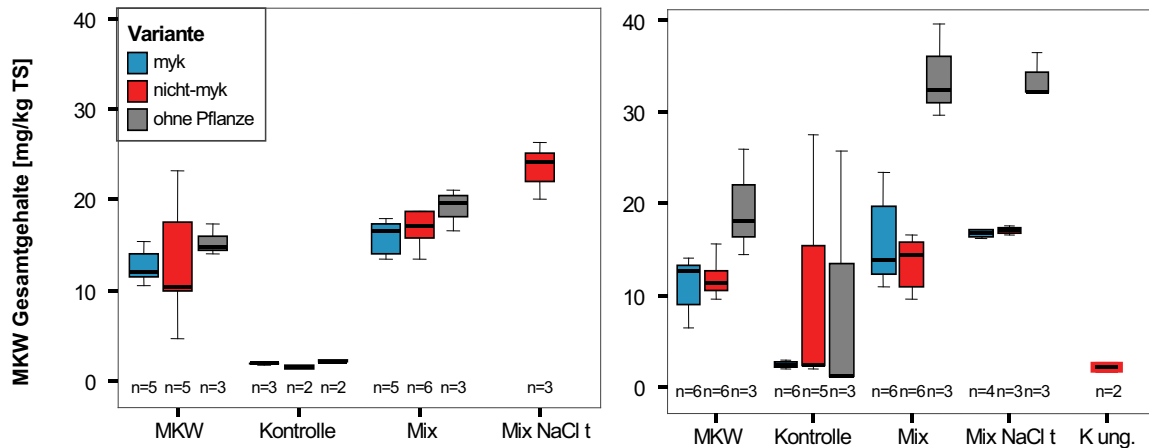


Abbildung 33: Boxplots der MKW-Gesamtgehalte von Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen (links) und 20 Versuchswochen (rechts) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Dotierungsmenge betrug 150 mg/kg. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

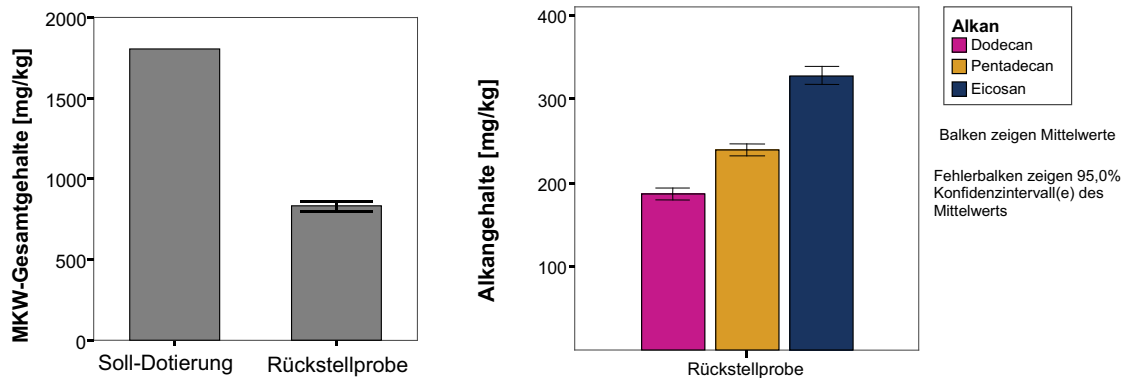


Abbildung 34: MKW-Gesamtgehalte des Dotiersandes und Gehalte von Einzelsubstanzen der Rückstellproben. Links: Vergleich der Dotierungsmenge von 1800 mg/kg Gesamt-MKW mit den Messergebnissen der Rückstellproben nach 20 Versuchswochen. (Mittelwerte mit Standardabweichung) In den Rückstellproben wurden 46 % der Dotierungsmenge wiedergefunden. Rechts: Gehalte der dotierten Alkane nach 20 Versuchswochen in der Rückstellprobe. Dotiert wurde mit 600 mg/kg Einzelsubstanz. Stichprobenumfang jeweils  $n = 4$ .

Für die Proben nach 20 Versuchswochen konnte eine Auswertung der Messwerte nach den jeweils dotierten Alkanen vorgenommen werden (Abbildung 35). Es zeigt sich, dass das kurzkettige Dodecan ( $C_{12}$ ) kaum noch nachzuweisen ist, in den verschlossenen Rückstellproben aber noch bis zu einem Drittel seiner Ausgangsmenge vorhanden war. Auch Pentadecan ( $C_{15}$ ) ist vor allem in unbepflanzten Versuchsansätzen noch wiederzufinden, jedoch in deutlich geringeren Anteilen der dotierten Gehalte als in den Rückstellproben (vgl. Abbildung 36). Das langkettige Eicosan ( $C_{20}$ ) wurde mit Ausnahme der mykorrhizierten Variante sogar in den undotierten Kontrollen detektiert. In der unbepflanzten Variante der Ansätze mit allen Schadstoffen („Mix“ und „Mix NaCl t“) sind wie in den Rückstellproben noch ungefähr 50 % der Ausgangsgehalte von Eicosan wiederzufinden (Abbildung 36). In bepflanzten Ansätzen sind die Gehalte an Eicosan um etwa die Hälfte niedriger (vgl. Abbildung 35) als in unbepflanzten Ansätzen bzw. die Abnahme Ausgangsgehalt innerhalb von 20 Wochen doppelt so hoch (vgl. Abbildung 36).

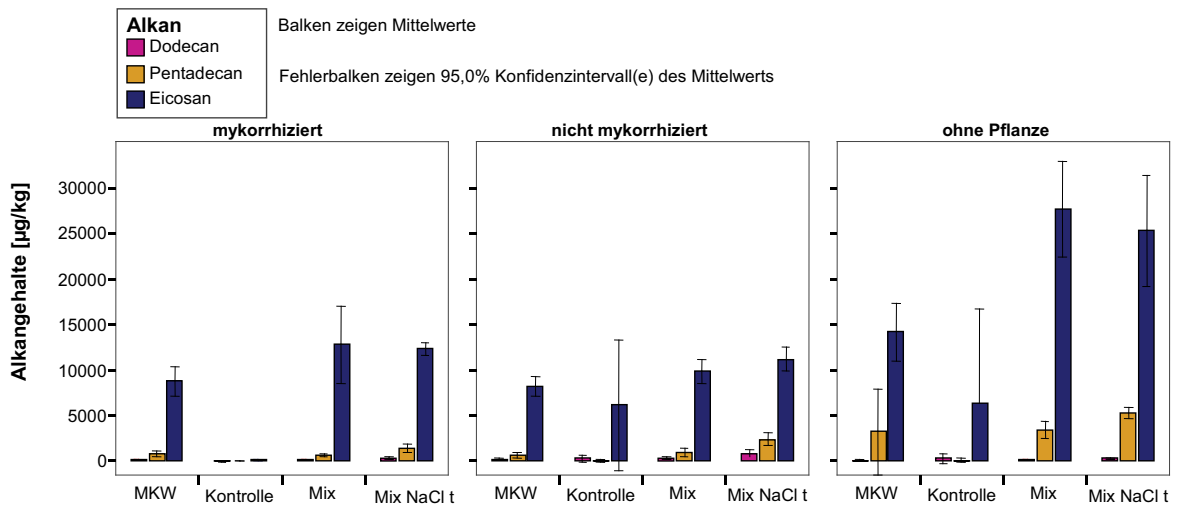


Abbildung 35: Bodengehalte der dotierten Alkane in Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Dotierungsmenge betrug 50000 µg/kg je Einzelsubstanz. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

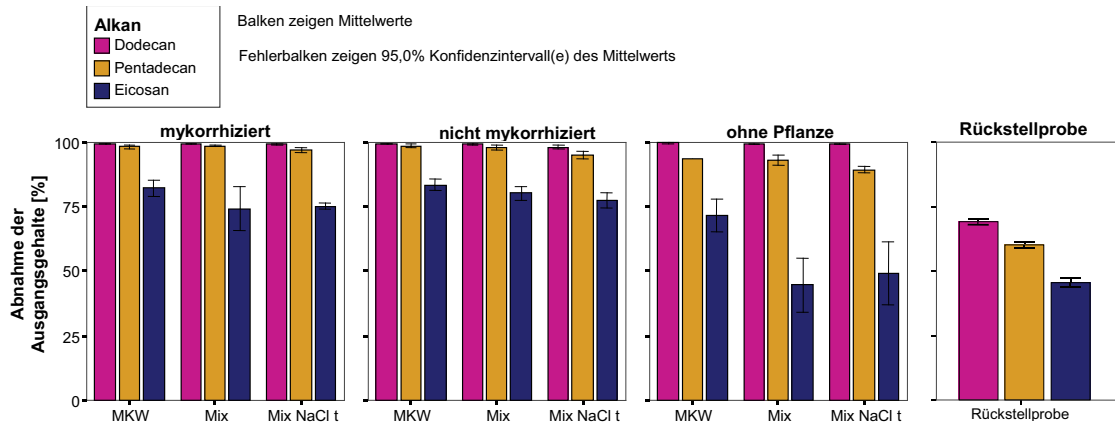


Abbildung 36: Prozentuale Abnahme der dotierten Ausgangsgehalte der Alkane von Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Vergleich mit der Abnahme in den hochdotierten Rückstellproben (Dotiersand). Die Abnahme wurde berechnet anhand der Verringerung der gemessenen Alkane gegenüber der dotierten Ausgangsmenge.

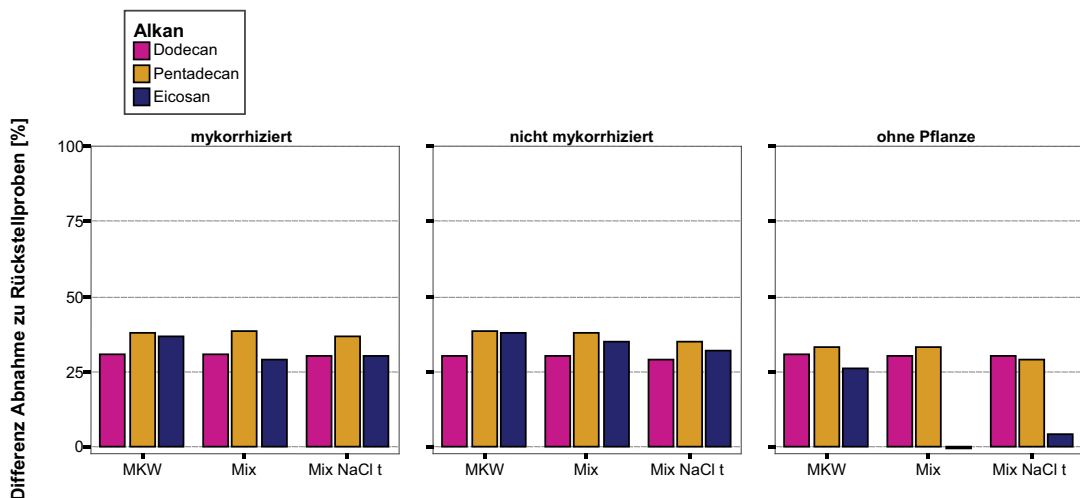


Abbildung 37: Differenz der prozentualen Abnahme der Alkane in den Bodenproben aus Töpfen nach Subtraktion der Abreicherung in den Rückstellproben.

Die Abnahme der Alkangehalte in den Bodenproben aus Töpfen im Vergleich mit der Verringerung in den Rückstellproben ist in Abbildung 37 dargestellt. In den Töpfen war die Abreicherung der Alkane um ca. 35 % erhöht. Unterschiede zwischen den Ansätzen und Varianten bestehen nur für Eicosan in unbepflanzten Varianten, in denen eine deutlich verringerte Abnahme vor allem bei gleichzeitiger Dotierung aller Schadstoffe zu verzeichnen ist. Ein Einfluss der Mykorrhizierung ist nicht vorhanden.

Die gemessenen Gesamtgehalte an MKW lagen nach 9 und 20 Versuchswochen in einem Bereich von ungefähr 10–20 mg/kg. Im Vergleich zum dotierten Gesamtgehalt an MKW wurden in den Bodenproben aus Töpfen damit noch 7–13 % der dotierten Ausgangsmenge von 150 mg/kg wiedergefunden.

Die beiden PAK Acenaphthen und Phenanthren wurden mit einem Gesamtgehalt von 10 mg/kg Boden dotiert. In Abbildung 38 (links) sind die Ergebnisse der Messungen von Bodenproben nach 9 Versuchswochen wiedergegeben. Die beiden Aromaten konnten nur noch mit Gesamtgehalten von ca. 60 µg bis 165 µg/kg Boden nachgewiesen werden. Unterschiede zwischen den Versuchsansätzen sind nicht vorhanden. Es wurde hauptsächlich Acenaphthen detektiert.

Nach 20 Wochen sind die Gesamtgehalte der beiden PAK niedriger als nach 9 Versuchswochen (vgl. Abbildung 38), die Unterschiede in dotierten Ansätzen sind aber nur in mykorrhizierten Varianten der Ansätze „MKW“ und „Mix“ signifikant (jeweils  $p = 0,004$ , U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Im Gegensatz zu den Gesamtgehalten nach 9 Wochen wurde nach 20 Wochen hauptsächlich Phenanthren detektiert.

Sämtliche gemessene PAK-Gehalte liegen im Bereich von einigen hundert Mikrogramm pro Kilogramm Boden und stellen damit weniger als 2 % der Ausgangsdotierung dar. Ein Vergleich der Werte mit den Rückstellproben ist nicht möglich, da in den Rückstellproben nur in einer Probe von vier Proben PAK ausgewertet wurden. Die Gehalte betragen mit 99 mg Phenanthren und 110 mg Acenaphthen pro kg Boden mehr als die dotierten Mengen von jeweils 60 mg/kg der einzelnen PAK im Dotiersand (Messwerte siehe Anhang Tab XII).

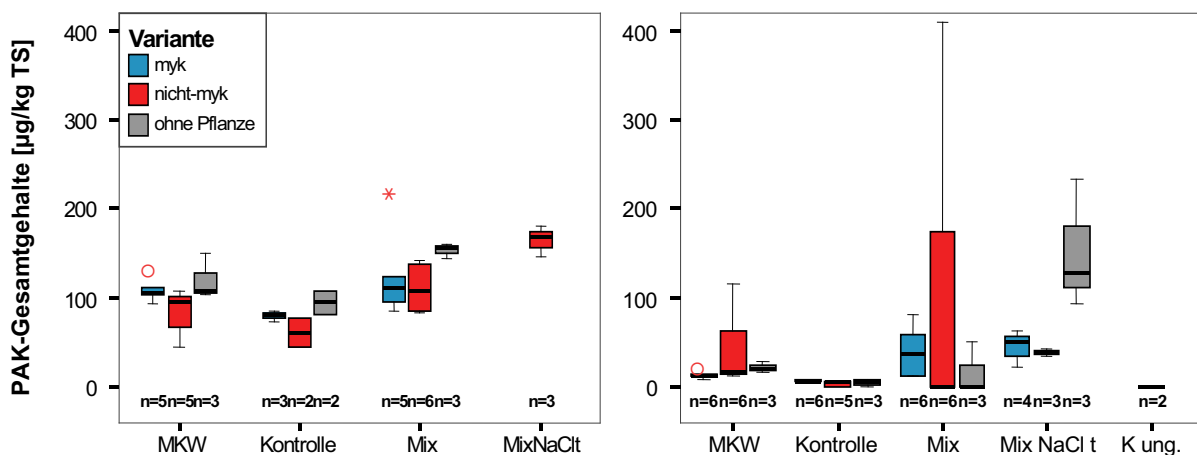


Abbildung 38: Boxplots der PAK-Gesamtgehalte (Summe von Acenaphthen und Phenanthren) der Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen (links) und 20 Versuchswochen (rechts) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Dotierungsmenge betrug 10.000 µg/kg. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

Die Dotierungsmengen der MKW und PAK wurden im Rahmen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ (DOBNER & HOLTHUIS 2007) anhand von Literaturdaten berechnet. Die nach einer Versuchslaufzeit von 20 Wochen vorhandenen niedrigen Gehalte erwiesen sich als problematisch für eine aussagekräftige Auswertung bezüglich der Abbauvorgänge im Boden, da in undotierten Kontrollen teilweise gleich hohe Messergebnisse wie in denen mit MKW/PAK dotierten Ansätzen nachgewiesen wurden.

### Headspace- Messungen

Bei Bodenproben aus der 9. Versuchswoche und einigen Wasserproben der 3. Probennahme (PN 3) wurde der Gasraum über der aufgeheizten Probe auf leichtflüchtige Substanzen hin untersucht (Headspace-Messung). Mit dieser Analyse wurde das Ausgasen der dotierten, leichtflüchtigen Substanzen Toluol, Cyclohexan und MtBE überprüft. Wie erwartet, war nach 9 Versuchswochen keine der Substanzen mehr nachzuweisen (Ergebnisse Anhang Tab. IV). Sie könnten schon beim Aufbringen des Dotiersandes oder in den nachfolgenden Tagen ausgegast sein.

#### 3.4.7.2 MKW/PAK-Gehalte von Bodenproben aus Bodensäulen

Die Messwerte der MKW-Gesamtgehalte von Bodenproben aus Säulen sind in Abbildung 39 zusammengefasst. Die Bodensäulen wurden mit der gleichen absoluten Menge an MKW/PAK wie die Töpfe dotiert (jeweils 30 mg Einzelsubstanz MKW und 3 mg Einzelsubstanz PAK). Bei der Probennahme wurde jedoch der dotierte Oberboden getrennt analysiert. Relevante Mengen an MKW sind nur in Proben der dotierten Ansätze („Mix“) von der Bodenoberfläche (0 cm) nachweisbar. Nach statistischen Testmethoden (ANOVA,  $\alpha = 0,05$  und U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ) sind alle Unterschiede nicht signifikant. Dies liegt im Vergleich zum Ansatz „Kontrolle“ jedoch nicht an den Messergebnissen, sondern an dem für statistische Tests zu kleinen Stichprobenumfang der Kontrollen ( $n = 2$ ).

Eine Verlagerung von MKW in tiefere Bodenschichten konnte im Versuchszeitraum nicht festgestellt werden (vgl. Abbildung 39). Auf eine detaillierte Darstellung der Messergebnisse von Proben aus den unteren Bodenschichten (5, 20, 40, 60, 80 cm) wurde verzichtet, da alle Gesamtgehalte unterhalb von 5 mg/kg liegen und sich dotierte Ansätze nicht von Kontrollen unterscheiden. Außerdem konnte keine Auswertung der einzelnen Alkane und Alkene vorgenommen werden, so dass auch bei den Bodensäulen eine Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf eine Anreicherung der unterschiedlichen Abbauprodukte aufgrund der lückenhaften Datensätze nicht möglich ist (siehe Anhang, Tab. VI–VIII).

Die beiden PAK Acenaphthen und Phenanthren wurden in den Bodenproben der Säulen in Gehalten von weniger als 1 mg/kg der dotierten Bodenoberfläche gefunden. Der Dotiersand wurde mit einem PAK-Gesamtgehalt von 120 mg/kg Boden dotiert. Der Großteil der Proben enthielt weniger als 100 µg/kg. Aufgrund der Minderbefunde sind die Ergebnisse nicht dargestellt (vgl. Anhang Tabelle VI–VIII).

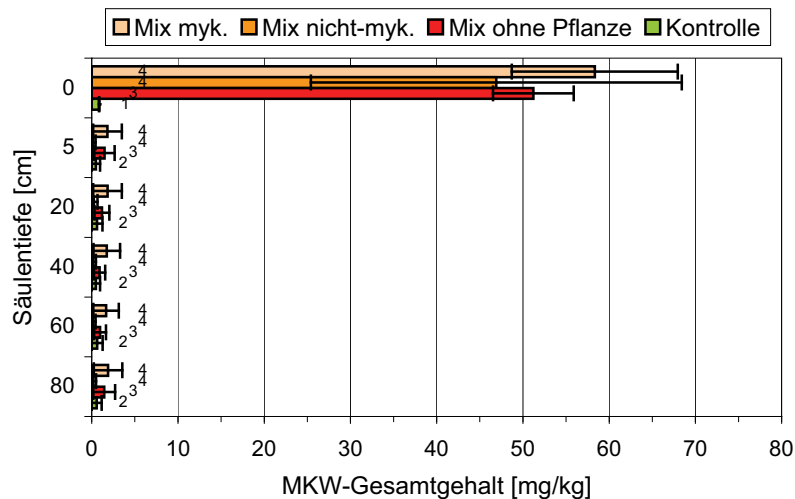


Abbildung 39: MKW-Gesamtgehalte von Bodenproben aus verschiedenen Tiefen der Versuchssäulen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Soll-Dotierung im Oberboden (Dotiersand) betrug 1800 mg/kg. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

### 3.4.7.3 MKW/PAK-Konzentrationen von Sickerwasserproben aus Töpfen und Bodensäulen

Das Sickerwasser der Versuchsansätze wurde in 9 Probennahmen gesammelt. Von diesen wurden die ersten drei (PN 1, PN 2, PN 3) und die vorletzte Probennahme (PN 8) auf ihre Gehalte der dotierten MKW und PAK hin analysiert. Die Gesamtgehalte der gemessenen MKW von C<sub>12</sub> bis C<sub>20</sub> in allen untersuchten Probennahmen sind in Tabelle 33 zusammengefasst.

Tabelle 33: Gesamtkonzentration der dotierten MKW und ihrer Abbauprodukte in den Sickerwassermischproben aus Töpfen und Säulen der 1., 2., 3. und 8. Probennahme (PN) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Keine Angabe = vorhandene Wassermenge zu gering für Analytik. (Alle Angaben in µg/l).

alle Angaben in µg/l	PN 1			PN 2			PN 3			PN 8		
	mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze	mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze	mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze	mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze
MKW	2,55	0,91	0,81	0,73	1,94	2,26	1,34	1,80	0,74	1,77	4,82	1,05
Kontrolle	0,97	0,68	0,83	0,98	2,46	2,19	2,62		0,68	0,00	0,06	1,37
Mix	1,05	0,86	0,98	1,00	1,85	1,75	1,31	0,08	0,59		0,69	1,87
Mix NaCl wöch.	1,13	0,83	0,80	1,15	1,83	1,29	0,64		0,47			
Mix NaCl tägl.	1,16	0,90	1,32	1,32	1,68	1,42	0,95		0,68			
NaCl wöch.	0,74			0,99		1,21	0,27		0,80			
NaCl tägl.	1,07			2,53								
K ung.	1,02	0,84		1,60	1,61							
Säule Mix				2,13		2,54	0,06	0,06	0,46	0,00	2,99	4,33
Säule Kontrolle				2,22			0,89			1,27		

In den Wasserproben waren die dotierten MKW und ihre direkten Abbauprodukte hauptsächlich in Konzentrationen von wenigen  $\mu\text{g/l}$  wiederzufinden. Die Konzentrationen aller Ansätze liegen in allen Varianten innerhalb der Werte, welche auch in den Kontrollen gemessen wurden (vgl. höchster Gesamtwert mykorrhizierte Kontrolle PN 3 Tabelle 33), damit sind allen anderen Gesamtkonzentrationen von geringer Bedeutung.

Die dotierten PAK Acenaphthen und Phenanthren konnten in den Proben hauptsächlich im Messbereich von Nanogramm pro Liter bestimmt werden. Tabellen mit Ergebnissen dieser Messungen befinden sich im Anhang (Tabelle IX–XII).

#### **Zusammenfassung der Ergebnisse der MKW/PAK-Gehalte in Boden und Sickerwasser im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:**

Im Vergleich mit den Rückstellproben war die Abreicherung von Alkanen in Boden aus Töpfen in allen Varianten und Ansätzen um ca. 35 % erhöht. In unbepflanzten Varianten waren bei Dotierung mit allen Schadstoffen jedoch hohe Restgehalte an Eicosan zu verzeichnen, weshalb ein Einfluss der Schwermetalle auf Abbauvorgänge angenommen wird. Ein Abbau von MKW zwischen der 9. und 20. Versuchswoche konnte anhand der gemessenen MKW-Gesamtgehalte nicht festgestellt werden. In den Bodenproben wurden noch ca. 10 % der dotierten Gesamtgehalte an MKW wiedergefunden. Ohne eine Bepflanzung wurden höhere MKW-Gesamtgehalte bestimmt als mit Blutweiderich, Unterschiede zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten waren nicht vorhanden. PAK wurden nach 9 und 20 Versuchswochen in Böden aus Töpfen nur zu einem hundertstel der dotierten Menge wiedergefunden und besaßen in Kontrollen ähnliche Gehalte wie in dotierten Ansätzen.

In den Bodensäulen wurden am Ende des Experimentes in der dotierten Oberbodenschicht weniger als 4 % des dotierten Gesamtgehaltes an MKW wiedergefunden. Ein Verlagerung in die unteren Bodenschichten der Versuchssäulen konnte nicht festgestellt werden. PAK wurden im Boden aus Säulen nur in sehr geringen Gehalten ermittelt.

In Sickerwasserproben aus den Töpfen und den Versuchssäulen konnten keine relevanten Konzentrationen an MKW oder PAK nachgewiesen werden.

### **3.4.8 Schwermetallgehalte von Boden- und Wasserproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen**

Exemplarisch für die dotierten Schwermetalle Kupfer und Zink wurde die Konzentration von Kupfer im Sickerwasser und die Kupfergehalte in den Bodenproben mittels Graphitrohr-Atomabsorptions-Spektrometrie (GF-AAS) bestimmt.

#### **3.4.8.1 Kupfergehalte von Bodenproben aus Töpfen**

Die Ergebnisse der Kupferbestimmung der Bodenproben aus den Versuchstöpfen sind in Tabelle 34 wiedergegeben. In einigen Proben, vor allem bei solchen ohne Bepflanzung, wurden nach der Umrechnung der Ergebnisse in  $\text{mg/kg TS}$  theoretisch höhere Gehalte gemessen, als insgesamt überhaupt dotiert wurden (Dotierungsmenge 50  $\text{mg Kupfer/kg TS}$ ). Zum einen ist dies durch leichte Messschwankungen zu erklären, zum anderen wurde auch in nicht-dotierten Kontrollen Kupfer gemessen. Das liegt daran, dass der beigemengte Kompost bereits ca. 12  $\text{mg/kg Kupfer}$  enthält (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Im verwendeten Flüssigdünger WUXAL befanden sich nur geringste Mengen an Kupfer, die kaum zu einer Anreicherung geführt haben können (der maximale Eintrag betrug 2,3  $\text{nl lösliches Cu pro kg Boden}$ ). Theoretisch wäre auch eine nicht-



homogene Verteilung der Dotierungslösung und damit die stellenweise gehäufte Bindung an Bodenpartikel eine mögliche Ursache für die teils hohen Gehalte.

Nach neun Wochen besaßen die dotierten Ansätze Kupfergehalte zwischen 40 und 65 mg Cu/kg TS (siehe Tabelle 34). In nicht-dotierten Ansätzen waren hingegen nur wenige Milligramm Kupfer nachweisbar (Unterschiede signifikant mit  $p < 0,001$ , U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Ohne Blutweidereich hatten dotierte Ansätze deutlich höhere Kupfergehalte als bepflanzte Varianten, unabhängig davon, ob sie mykorrhiziert waren oder nicht ( $p < 0,001$ , U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Vergleicht man die bepflanzten Ansätze miteinander, so hatte die mykorrhizierte Variante niedrigere Kupfergehalte im Boden, als die Variante ohne Mykorrhiza. Bei Ansätzen mit wöchentlicher Salzdotation („Mix NaCl wöch.“) kehrt sich dieses Ergebnis um: mit mykorrhizierten Pflanzen wurden hier höhere Kupfergehalte im Boden gemessen als ohne Mykorrhiza. Die Differenzen sind jedoch nicht signifikant (ANOVA,  $\alpha = 0,05$ ). Bei Ansätzen mit täglicher Salzdotation sind keine Unterschiede in den bepflanzten Varianten mehr zu verzeichnen, lediglich der Unterschied zur unbepflanzten Variante ist vorhanden. Unterschiede der Kupfergehalte im Boden zwischen Ansätzen mit und ohne Salzdotation sind nur in der mykorrhizierten Variante signifikant ( $p = 0,036$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

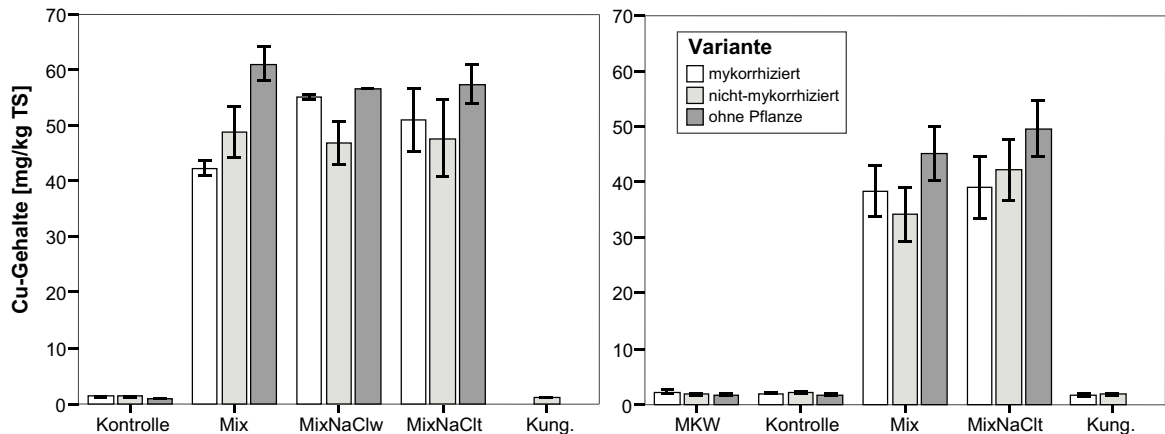
**Tabelle 34:** Kupfergehalte der Bodenproben aus den Töpfen nach 9 und 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Angabe der Mittelwerte mit Standardabweichung (Stabw), n = Stichprobenumfang.

Versuchswoche	Variante								
	mykorrhiziert			nicht-mykorrhiziert			ohne Pflanze		
	Cu [mg/kg TS]	Stabw	n	Cu [mg/kg TS]	Stabw	n	Cu [mg/kg TS]	Stabw	n
<b>Versuchswoche 9</b>									
Kontrolle	1,30	+/- 0,17	3	1,36	+/- 0,15	3	0,91	+/- 0,05	3
Mix	42,30	+/- 1,30	3	48,79	+/- 4,67	3	61,05	+/- 2,95	3
Mix NaCl wöch.	55,12	+/- 0,54	2	46,82	+/- 3,85	2	56,55	+/- 0,08	2
Mix NaCl tägl.	50,93	+/- 5,61	3	47,66	+/- 6,88	3	57,43	+/- 3,48	3
Kontrolle ungedämpft				1,05	+/- 0,06	2			
<b>Versuchswoche 20</b>									
MKW	2,21	+/- 0,34	3	1,79	+/- 0,11	3	1,76	+/- 0,11	3
Kontrolle	1,96	+/- 0,09	3	2,18	+/- 0,28	3	1,76	+/- 0,22	3
Mix	38,38	+/- 4,67	3	34,24	+/- 4,77	3	45,13	+/- 4,81	3
Mix NaCl tägl.	39,05	+/- 5,61	3	42,21	+/- 5,44	3	49,59	+/- 4,98	3
Kontrolle ungedämpft	1,64	+/- 0,14	3	1,784	+/- 0,14	3			
Rückstellprobe MKW							0,20	+/- 0,05	2

Nach 20 Versuchswochen lagen die Mittelwerte der gemessenen Gehalte von Kupfer niedriger als bei der Probennahme nach 9 Wochen (vgl. Abbildung 40). Die Verringerung der gemessenen Gehalte ist nach Aufteilung in dotierte und undotierte Ansätze in den jeweiligen Varianten (mykorrhiziert, nicht-mykorrhiziert, ohne Pflanze) signifikant (jeweils  $p = 0,017$ ;  $p = 0,028$ ;  $p = 0,003$ ; U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

Mit Messwerten zwischen 30 und 50 mg/kg TS bei dotierten Böden waren die Gehalte in der 20. Woche anteilig immer noch so hoch wie die insgesamt dotierte Menge an Kupfer. Die letzte Teildotierung mit einem Viertel der Schwermetalldosis erfolgte in der siebten Versuchswoche (zwei Wochen vor der Zwischenprobennahme). Damit lag zum Zeitpunkt der Probennahme am Ende des Versuches die letzte Teildotierung bereits 13 Wochen zurück. Die Verlagerung und Auswaschung von Kupfer war im Versuchszeitraum also geringer als ursprünglich angenommen. Die höchsten Kupfergehalte waren nach 20 Versuchswochen – wie schon bei den Zwischenproben – in den unbepflanzten Varianten vorzufinden ( $p = 0,009$  U-Test nach Mann &

Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Mykorrhizierte und nicht-mykorrhizierte Varianten zeigten auch jetzt keine deutlichen Unterschiede in den Kupfergehalten. Auch nach 20 Wochen ist eine stärkere Auswaschung von Kupfer durch die Salzdotierung nicht zu verzeichnen. In dem zusätzlich mit Salz dotierten Ansatz („Mix NaCl tägl.“) lagen die Kupfergehalte sogar etwas höher als in vergleichbaren Ansätzen ohne Salz („Mix“), die Unterschiede sind signifikant für die Varianten „ohne Pflanze“ ( $p = 0,036$ ) und „nicht-mykorrhiziert“ ( $p = 0,009$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).



**Abbildung 40: Kupfergehalte der Bodenproben aus den Topfversuchen nach 9 (links) und 20 (rechts) Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.** Zahlen in Säulen = Stichprobenumfang (n), Fehlerbalken = Standardabweichung. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

Wie die Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme ergaben, nimmt Blutweiderich in seine oberirdische Biomasse unter den Versuchsbedingungen ohne eine Mykorrhiza deutlich mehr Kupfer auf, als wenn die Pflanzen mykorrhiziert ist (siehe Kap. 2.6.3). Aus diesem Grund wurden höhere Kupfergehalte im Boden bei Varianten mit Mykorrhiza erwartet, dies ist aber nicht bei allen Ansätzen der Fall und die Unterschiede sind zudem nicht signifikant.

### 3.4.8.2 Kupfergehalte von Bodenproben aus Versuchssäulen

Der Boden in den Versuchssäulen wurde nur am Ende des Experimentes beprobt, da eine destruktive Probennahme nötig war und nur wenige Säulen zur Verfügung standen. Durch den kleinen Stichprobenumfang ( $n = 2$ ) im Ansatz „Kontrolle“ sind Vergleiche zwischen dotierten und undotierten Ansätzen mit statistischen Tests nicht möglich, dotierte Ansätzen besaßen aber höhere Kupfergehalte als undotierte.

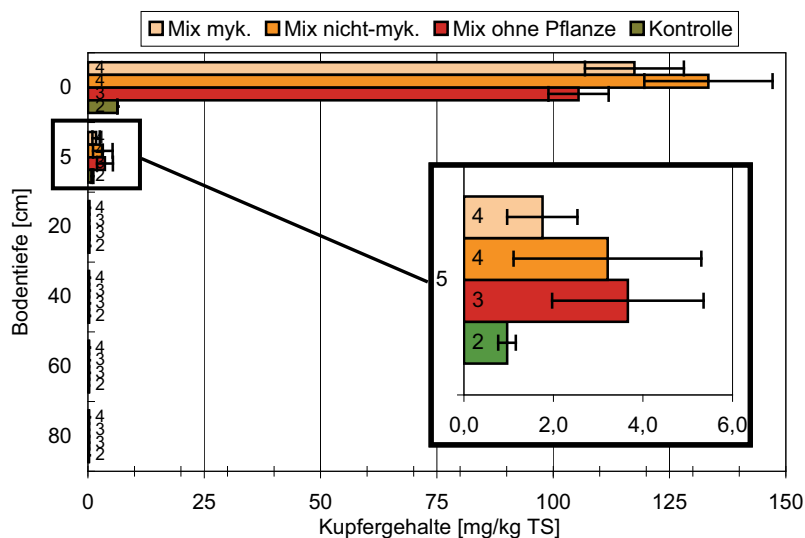
An der Säulenoberfläche wurden hohe, in 5 cm Tiefe nur geringe Gehalte an Kupfer gemessen (Abbildung 41). Eine Verlagerung von Kupfer in die Bodenschichten unterhalb von 10 cm Säulentiefe (die Probenbezeichnung gibt die Mitte des Bereiches wieder) hat während des Versuches nicht stattgefunden. In den unteren Bodenschichten konnte so gut wie gar kein Kupfer nachgewiesen werden, die Gehalte waren so niedrig wie in der MKW-Rückstellprobe (siehe Tabelle 34), welche nur Sand ohne Kompostbeimischung enthielt.

An der Oberfläche (0 cm) hatte die dotierte Variante ohne Mykorrhiza („Mix nicht-myk.“) die höchsten Kupfergehalte, die undotierte Kontrolle die niedrigsten. Mykorrhizierte Ansätze („Mix myk“) wiesen zwar weniger Kupfer auf als nicht-mykorrhizierte, in der Variante ohne Pflanzen („Mix ohne Pflanze“) waren die Gehalte allerdings noch geringer (Abbildung 41). Bedingt durch die hohe Spannweite der Daten sind die Unterschiede zwischen den dotierten

Ansätzen nicht signifikant. In Böden von den Oberflächen der Säulen wurden Gehalte von über 100 mg Kupfer/kg TS gemessen. Dotiert wurde mit einer Menge von 50 mg/kg gelöstem Kupfer auf die Bodenoberfläche, was bedeutet, dass das wasserlösliche Kupfer nicht in die unteren Bodenschichten ausgewaschen worden ist, sondern sich in der oberen Schicht aufkonzentriert hat (vgl. Kupferfrachten in Tabelle 35).

In 5 cm Bodentiefe wurde dem Substrat noch Kompost untergemischt, weshalb die undotierte Kontrolle ähnliche Gehalte wie die Kontrollen der Topfversuche vorwies (siehe Detail-Abbildung 41). Zwischen den dotierten Versuchsansätzen gibt es in dieser Tiefe nur leichte Unterschiede. Im mykorrhizierten Ansatz waren die geringsten Gehalte an Kupfer nachzuweisen. In Varianten ohne Mykorrhiza und ohne Pflanzen waren die Gehalte in 5 cm Tiefe dagegen deutlich höher. Auch in dieser Säulenschicht sind keine signifikanten Unterschiede festzustellen.

Die dotierte, unbepflanzte Variante („Mix ohne Pflanze“) zeigte an der Oberfläche die geringsten Kupfergehalte und in 5 cm Tiefe die durchschnittlich höchsten im Vergleich mit anderen Ansätzen (siehe Abbildung 41 mit Detail). Hier hat offenbar eine Verlagerung stattgefunden. Nicht-mykorrhizierte Varianten besitzen hohe Gehalte an der Oberfläche und in 5 cm Tiefe. Säulen mit mykorrhizierten Pflanzen („Mix myk“) haben in beiden Tiefen durchschnittlich niedrigere Kupfergehalte als nicht-mykorrhizierte Varianten. Bei den Varianten „ohne Bepflanzung“ und „ohne Mykorrhiza“ kommt es offenbar zu einer leichten Auswaschung von Kupfer in die tiefere Bodenschicht. In der mykorrhizierten Variante ist dieser Effekt sehr viel geringer. Angesichts der Höhe der Messwerte an der Oberfläche sind die Kupfergehalte in 5 cm Tiefe allerdings nachrangig.



**Abbildung 41: Kupfergehalte von Bodenproben aus verschiedene Tiefen der Versuchssäulen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.** Zahlen in Säulen = Stichprobenumfang (n), Fehlerbalken = Standardabweichung. **Detail: Ergebnisse aus 5 cm Tiefe. Dotiert mit 30 mg Cu pro Säule.**

Wird der gemessene Kupfergehalt der Bodenproben als Frachtgehalte für die Säulen berechnet, so ergibt sich eine etwas höhere Gesamtmenge als durch die Dotierung zugegeben wurde. Die Ergebnisse sind in Tabelle 35 dargestellt. Bei der Dotierung wurden in vier Teildosierungen pro Säule insgesamt 30 mg Kupfer aufgegeben. Am Versuchsende befand sich in den Kontrollensäulen (Ansatz 27) nach Berechnung rund 6 mg Kupfer, die aus der Kompost- Beimengung stammen müssen. Wird dieser Wert von den berechneten Gesamtgehalten der dotierten Ansätze sub-

trahiert, so ergeben sich noch immer Differenzen von bis zu 13 mg Kupfer (Ansatz 25) zu den dotierten 30 mg Kupfer pro Säule. Den höchsten Wert an verbleibendem Kupfer im Boden weist der Ansatz mit Blutweiderich ohne Mykorrhizierung auf („(25) Mix nicht-myk.“), die niedrigste Fracht der Ansatz ohne Bepflanzung.

**Tabelle 35: Berechnete Kupferfrachten in den sechs untersuchten Tiefen der Bodensäulen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.** Berechnung der Fracht für die jeweilige Schichtmächtigkeit, Dotierung mit 30 mg Kupfer pro Säule.

Bodentiefe [cm]	Schicht- mächtigkeit [cm]	Kupfer – Fracht [mg]			
		(24) Mix myk	(25) Mix nicht-myk	(26) Mix ohne Pflanze	(27) Kontrolle
0	2	37,21	42,25	33,40	2,01
5	8	2,22	4,07	4,64	1,23
20	20	0,81	0,80	0,88	0,76
40	20	0,67	0,69	0,64	0,64
60	20	0,62	0,63	0,66	0,63
80	20	0,64	0,65	0,70	0,61
Summe:	90	42,16	49,09	40,93	5,87

### 3.4.8.3 Kupferkonzentrationen von Sickerwasserproben aus Töpfen und Säulen

Die Kupferkonzentrationen des Sickerwassers wurden erst nach Ende des Versuches bestimmt. Bis zu ihrer Bearbeitung wurden die Proben in Plastikgefäßen gekühlt, konnten jedoch nicht angesäuert werden, da noch andere Parameter bestimmt werden sollten.

In Tabelle 36 sind die Umrechnungen der AAS-Messungen als Gesamtfracht pro angefallene Sickerwassermenge eines Ansatzes wiedergegeben. Die Zeitpunkte von Schwermetalldotierung und Düngung sind für jede Probennahme angegeben. Zwei Symbole kennzeichnen zwei Dotierungen oder Düngungen innerhalb des Zeitraumes, den die Probennahme umfasst.

Die Kupferfrachten im Sickerwasser variieren mit den Probennahmen sehr stark. Dotierte Ansätze besitzen deutlich höhere Cu- Konzentrationen als Kontrollen ( $p < 0,001$ , U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Kupfer wurde aus den dotierten Ansätzen im Vergleich zu den Kontrollen in der ungefähr doppelten Menge ausgewaschen (vgl. Cu  $\Sigma$  in Tabelle 36). Interessanterweise gibt es auch Unterschiede zwischen den Kontrollen in gedämpftem Boden („Kontrolle“) und denen in ungedämpftem Boden („K ung.“): Aus den Töpfen mit ungedämpftem Boden fiel deutlich weniger Sickerwasser an und es wurde insgesamt weniger Kupfer ausgewaschen. Die Einzelwerte ergeben im statistischen Test jedoch keine signifikanten Differenzen. Durch das Dämpfen wurden die Bodeneigenschaften verändert, Nährstoffe und Spurenelemente sind in gedämpften Substraten leichter verfügbar, und werden dadurch auch eher verlagert und ausgewaschen.

In den Kupferfrachten sind keine eindeutigen Unterschiede zwischen mykorrhizierten, nicht-mykorrhizierten Ansätzen und den Varianten ohne Bepflanzung zu erkennen. Die Dotierung der Schwermetalle erfolgte in vier Teildosierungen in Abständen von jeweils ca. zwei Wochen während der ersten sieben Versuchswochen. Zum Zeitpunkt der 6. Probennahme (PN 6) war die Dotierung der Schwermetalle abgeschlossen, es erfolgten keine weitere Zugabe von Schadstoffen. Eine Abnahme der Werte ab der sechsten Probennahme (PN 6) und damit nach der letzten Schwermetalldotierung ist nur als Tendenz zu verzeichnen (vgl. Abbildung 42). Ein Zusammenhang zwischen Düngung und erhöhten Kupfergehalten des Sickerwassers ist nicht vorhanden, wie die Ergebnisse der Topfexperimente (oberer Teil) in Tabelle 36 erkennen lassen.

**Tabelle 36: Kupferfrachten des Sickerwassers der Versuchsansätze über den Versuchszeitraum (PN 1 bis 9) von 20 Wochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Alle Angaben in  $\mu\text{g Cu}$  Gesamtfracht pro Probennahme. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang  $n = 2$  pro PN. - = keine Probe vorhanden. PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall- Dotierung, D = Düngung. Ansatz (14): \*Probe wurde mehrmals gemessen, offenbar kontaminiert. \*\*Berechnung ohne Wert der PN 3**

Nr.	Ansatzbezeichnung	PN	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Cu $\Sigma$
		VW	1	2	5	7	9	11	14	15	16	
		SM	x		x x		x					
		D		x	x x	x	x	x	x		x	
4	Kontrolle myk.		19	5	7	4	5	44	14	2	3	103
5	Kontrolle nicht-myk.		12	5	4	10	22	23	-	2	3	80
6	Kontrolle ohne Pfl.		20	34	6	32	31	21	23	17	9	194
7	Mix myk.		29	10	49	29	65	52	3	-	-	237
8	Mix nicht-myk.		36	18	26	11	16	66	2	-	-	175
9	Mix ohne Pfl.		30	51	23	85	47	36	39	32	22	364
13	Mix NaCl tägl. myk.		5	29	60	29	83	5	28	19	21	279
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.		35	25	1203*	108	66	73	32	29	34	403**
15	Mix NaCl tägl. ohne Pfl.		32	48	17	64	37	46	34	28	55	360
22	K ung. myk.		9	3	5	4	-	-	-	-	-	22
23	K ung. nicht-myk.		11	1	5	1	-	-	-	-	-	19
		SM		x	x	x	x					
		D		x	x x	x	x	x	x		x	Cu $\Sigma$
24	Säule Mix myk.			2	15	7	6	8	5	6	5	54
25	Säule Mix nicht-myk.				16	7	6	10	3	8	5	54
26	Säule Mix ohne Pfl.			9	16	6	8	7	3	13	11	72
27	Säule Kontrolle myk.			1	9	3	2	7	1	4	4	32

Das Sickerwasser aus den Versuchssäulen (unterer Tabellenteil) trägt im Gegensatz zu den Ansätzen in Töpfen nur vergleichsweise geringe Kupferfrachten aus. Hier wurden höhere Werte bei PN 3 festgestellt, während der zweimal gedüngt wurde. Allerdings ist der Wert in der Kontrollsäule niedriger, was bedeutet, dass nur bei einer Dotierung mit Kupfer auch größere Mengen durch die Düngung ausgewaschen wurden. Das ausgewaschene Kupfer stammt also nicht aus dem beigemengten Kompost. Die Messwerte von Sickerwasser aus den Topfversuchen bestätigen diese Vermutung allerdings nicht.

Durch die Salzdüftung wurde in bepflanztten Ansätzen geringfügig mehr Kupfer ausgewaschen (vgl. Abbildung 42), knapp signifikante Unterschiede durch die Salzdüftung existieren nur beim Vergleich der nicht-mykorrhizierten Ansätze 8 und 14 ( $p = 0,049$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). In der Summe wurde aus nicht-mykorrhizierten Varianten stets weniger Kupfer ausgewaschen (Ansatz 5 und 8, Tabelle 36) als in mykorrhizierten. Anders jedoch durch die Düftung mit Salz: hierdurch wurde die Auswaschung erhöht (Ansatz 14). Im Gegensatz zu den Frachten waren die Kupferkonzentrationen des Sickerwassers (siehe Anhang, Tab. XIV) bei dotierten, nicht-mykorrhizierten Varianten in der Regel höher als bei mykorrhizierten, so wurde lediglich durch die erhöhte Transpirationsrate (siehe nächstes Kapitel) der nicht-mykorrhizierten Ansätze eine insgesamt niedrigere Kupferfracht erreicht. Demnach wurde Kupfer in Töpfen mit nicht-mykorrhizierten Pflanzen leichter ausgewaschen.

Abbildung 42 zeigt die Verlaufskurven der Kupferfrachten im Sickerwasser aus den Versuchstöpfen. Die Düftung mit Schwermetallen (SM) zu den Probennahmen PN 1, PN 3 und PN 5 scheint allenfalls in mykorrhizierten Ansätzen auch zu einer nachfolgend stärkeren Auswaschung

zu führen. Bei unbepflanzten Varianten wurden in den undotierten Kontrollen die gleichen Schwankungen wie in den dotierten Ansätzen „Mix“ und „MixNaCl“ festgestellt (siehe Verlaufskurven „ohne Pflanze“ in Abbildung 42).

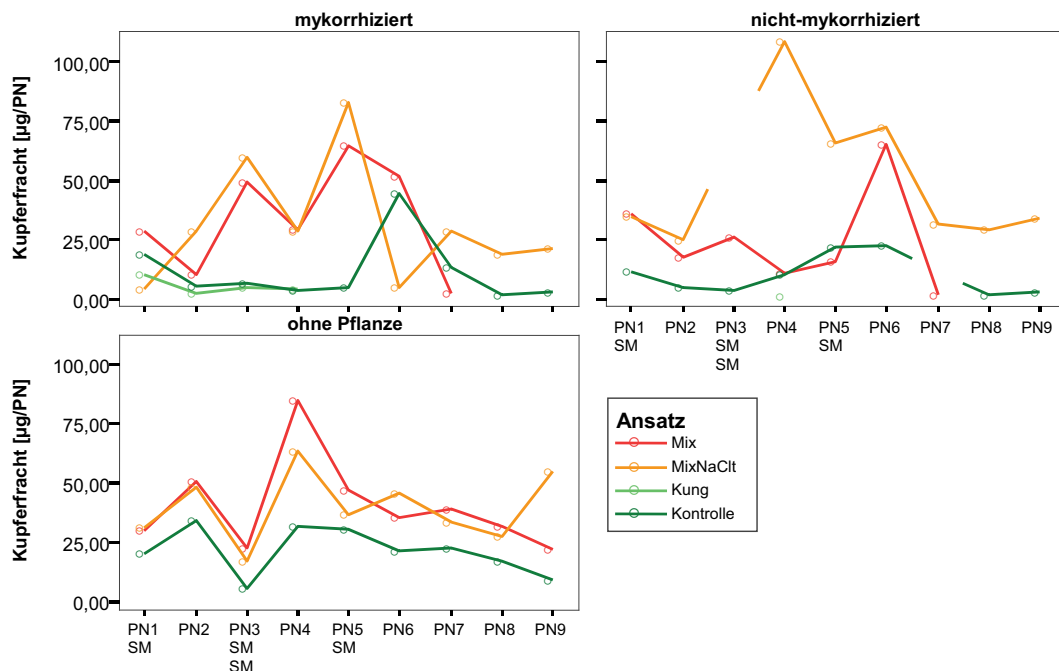


Abbildung 42: Liniendiagramme der Kupferfrachten des Sickerwassers der Versuchsansätze in Töpfen über den Versuchszeitraum (PN 1 bis 9) von 20 Wochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Schwermetalldotierung (SM) bei PN 1, PN 3 und PN 5. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

#### Zusammenfassung der Ergebnisse der Schwermetallgehalte von Boden und Sickerwasser im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:

In dotierten Ansätzen wurden höhere Kupfergehalte gemessen, als in nicht dotierten Kontrollen. Die Kupfergehalte der Bodenproben aus **Töpfen** verringert sich im Verlauf von der 9. zur 20. Versuchswoche, was auf eine Auswaschung oder Festlegung von Kupfer hindeutet. Der Effekt tritt auch in unbepflanzten Varianten auf, weshalb eine Aufnahme in die Pflanze nicht zu diesem Ergebnis führt. Ansätze, die mit Kochsalzlösung gegossen wurden, wiesen höhere Kupfergehalte im Boden auf. In der Variante ohne *Lythrum salicaria* wurden höhere Kupfergehalte gemessen als mit Bepflanzung.

Die vorliegenden Ergebnisse von Bodenuntersuchungen der **Säulen** lassen keine Verlagerung des wasserlöslichen Kupfers in die unteren Bodenschichten erkennen, statt dessen verblieb das aufdotierte Kupfer an der Bodenoberfläche. In Säulen ohne Blutweiderich wurde insgesamt weniger Kupfer gemessen, als mit Bepflanzung; dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu den Ergebnissen der Topfversuche.

Im **Sickerwasser** wurden nur vergleichbar geringe Mengen an Kupfer wiedergefunden, die ermittelten Frachten liegen im µg-Bereich. Sickerwasser aus Säulen enthält noch weniger Kupfer als Eluate aus Töpfen. Aus Töpfen und Säulen ohne Blutweiderich wurde mehr Kupfer ausgewaschen, als aus bepflanzten Varianten. Mit einer Bepflanzung führte die Salzdotation zu einer minimal stärkeren Auswaschung von Kupfer.

### 3.4.9 Wasserdurchfluss und Transpirationsraten von *Lythrum salicaria* im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Über die Volumenbestimmung des aufgefangenen Sickerwassers wurde die Transpirationsrate für die einzelnen Ansätze bestimmt (für unbepflanzte Ansätze die Evaporation). In Abbildung 43 sind die Ergebnisse der Berechnungen für die Probenahmen PN 4 (links, Versuchswoche 5–7) und PN 8 (rechts, Versuchswoche 14–15) als Säulendiagramme exemplarisch dargestellt. (Weitere Diagramme befinden sich im Anhang, Abbildung VII). Die ausgewählten Probenahmen zeigen die Evapotranspiration in der Mitte (Woche 5–7) und kurz vor Ende der Versuchszeit (Woche 14–15). Die Evaporation unbepflanzter Töpfe ist stets sehr viel geringer als die von Varianten mit *Lythrum salicaria* ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Die Abweichungen sind umso größer, je kräftiger die Pflanzen gewachsen waren. Unterschiede zwischen den einzelnen Ansätzen werden nur durch die Salzdotierung („MixNaClw“, „MixNaCl“, „NaClw“ und „NaCl“) hervorgerufen, die zu geringeren Transpirationsraten führte. Die Unterschiede sind in Versuchswoche 14–15 noch stärker ausgeprägt als in Woche 5–7. Der Einfluss der Bepflanzung auf die Verdunstungsmenge ist größer als die Veränderungen, welche durch die Salzdotierung hervorgerufen werden, der Effekt der Salzdotierung ist nur signifikant in bepflanzten Varianten. Bei Ansätzen ohne Salzzugabe betrug die Verdunstungsrate über die Pflanzen nahezu immer 100 Prozent.

Ein signifikanter Einfluss der Mykorrhiza auf die Evapotranspiration konnte in diesem Versuch nicht nachgewiesen werden, Unterschiede zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten sind in der PN 8 zwar vorhanden, aber nicht signifikant ( $p = 0,083$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Oft haben aber die nicht-mykorrhizierten Varianten leicht höhere Transpirationsraten als die mykorrhizierten (vgl. Abbildung 43 und Anhang, Abb. VII). Während der Durchführung des Versuches fiel immer wieder auf, dass nicht-mykorrhizierte Pflanzen einen höheren Wasserbedarf als mykorrhizierte Pflanzen hatten und schneller austrockneten. Tendenziell besaßen Töpfe mit mykorrhizierten Varianten dementsprechend höhere Durchflussraten des Gießwassers während der gesamten Versuchslaufzeit (vgl. Abbildung 44). In Töpfen der Varianten ohne Pflanzen waren in allen Versuchsansätzen die Durchflüsse größer als mit Blutweiderich. Der nur mit MKW/PAK und dem Herbizid dotierte Ansatz „MKW“ erzeugte ohne Bepflanzung die höchsten Durchflussraten. In bepflanzten Versuchssäulen wurden vergleichsweise hohe Durchflüsse erzeugt.

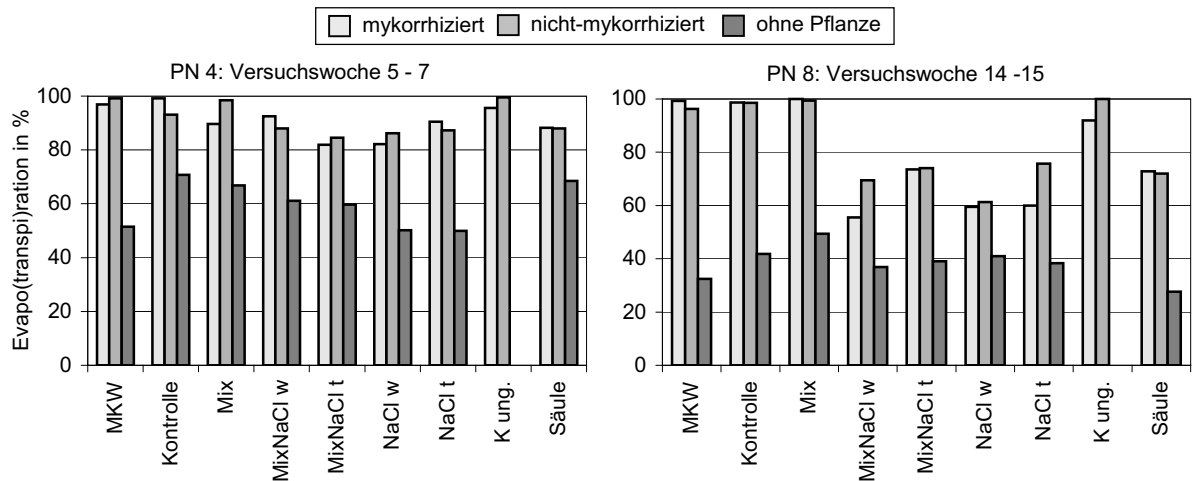


Abbildung 43: Prozentuale Evapotranspiration der Versuchsansätze in Töpfen und Säulen während der Probenentnahmen (PN) 4 und 8 im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. (Berechnung aus Sickerwassermengen im Verhältnis zur Gießmenge). Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

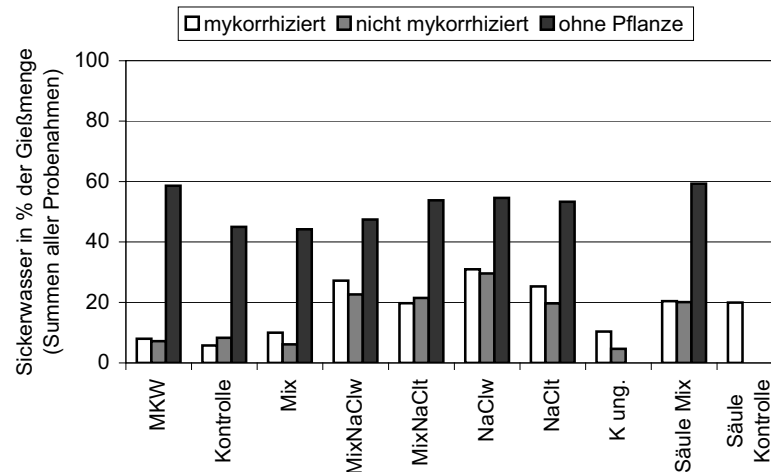


Abbildung 44: Durchflussraten des Gießwassers der Versuchsansätze berechnet aus Summen der Gieß- und Sickerwassermengen aller Probenentnahmen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Darstellung entspricht einer umgekehrten durchschnittlichen Evapotranspirationsrate der Ansätze während des Versuchszeitraumes von 20 Wochen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

### 3.4.10 Leitfähigkeit von Boden- und Wasserproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

#### 3.4.10.1 Leitfähigkeit von Bodenproben aus Töpfen

Um Salzgehalte im Boden zu untersuchen, war die einfache Methode der Leitfähigkeitsmessung gewählt worden, welche aber sämtliche gelöste Salze/Ionen in der Bodenlösung erfasst. Eine zuverlässige Quantifizierung der Salzgehalte des Bodens war mit dieser Methode nicht möglich. Lediglich Unterschiede zwischen den verschiedenen Ansätzen waren sichtbar. Die Messergebnisse sind in Tabelle 37 und Tabelle 38 wiedergegeben. Nach 9 Versuchswochen zeigten die Ansätze,



welche täglich mit der Salzlösung gegossen wurden (siehe Tabelle 37, Ansatz 13–15 und 19–21) erhöhte Werte gegenüber den Kontrollen und den Ansätzen, die wöchentlich mit Salz dotiert wurden ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Die verschiedenen Versuchsvarianten „mykorrhiziert“, „nicht-mykorrhiziert“ und „unbepflanzt“ hatten keine relevanten Auswirkungen auf die Leitfähigkeit des Bodens.

**Tabelle 37:** Leitfähigkeit der Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang  $n = 2$ , alle Angaben in mS. - = Wert nicht bestimmt.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Leitfähigkeit [mS]		
		mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze
1–3	MKW	-	-	-
4–6	Kontrolle	0,05	0,05	0,05
7–9	Mix	0,04	0,06	0,05
10–12	Mix NaCl wöch.	0,07	0,06	0,04
13–15	Mix NaCl tägl.	0,10	0,08	0,08
16–18	NaCl wöch.	0,05	0,06	0,05
19–21	NaCl tägl.	0,12	0,11	0,09
23	K ung.	-	0,06	-

Am Ende des Versuches wurden deutlich höhere Werte in den bepflanzten Ansätzen mit Salzdotierung gemessen, wie die Daten in Tabelle 38 zeigen ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Im Vergleich zu den Ergebnisse nach 9 Wochen sind die Werte doppelt so hoch, was auf eine Anreicherung von Salzen im Boden schließen lässt. Nach 20 Wochen hatten alle Ansätze, die mit Salzlösung gegossen wurden, signifikant höhere Leitfähigkeiten als Ansätze ohne Salzdotierung.

Boden aus Varianten ohne Pflanzen besaß signifikant niedrigere Leitfähigkeiten als Boden bepflanzter Böden. Ansätze mit wöchentlicher Salzzugabe (Nr. 10–12 und 16–18), wiesen hierbei die höchsten Messwerte auf. Überwiegend lieferten die nicht-mykorrhizierten Varianten, höhere Werte als mykorrhizierte Varianten. Der Unterschied ist allerdings nicht signifikant. In nicht-mykorrhizierten Ansätzen wurden oft erhöhte Transpirationsraten gegenüber mykorrhizierten Ansätzen verzeichnet, was die Anreicherung von Salzen im Boden förderte (vgl. Kapitel 3.4.9).

**Tabelle 38:** Leitfähigkeit der Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen, im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang  $n = 2$ , alle Angaben in mS. - = Wert nicht bestimmt.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Leitfähigkeit [mS]		
		mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze
1–3	MKW	-	-	-
4–6	Kontrolle	0,05	0,08	0,05
7–9	Mix	0,08	0,09	0,02
10–12	Mix NaCl wöch.	0,18	0,23	0,10
13–15	Mix NaCl tägl.	0,12	0,15	0,08
16–18	NaCl wöch.	0,20	0,23	0,12
19–21	NaCl tägl.	0,15	0,14	0,08
23	K ung.	-	-	-

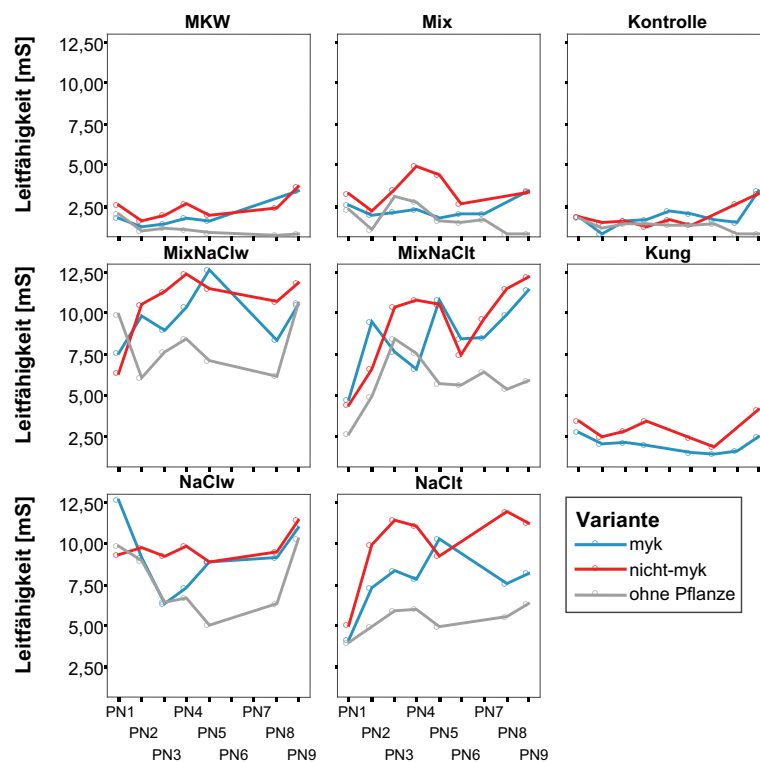
### 3.4.10.2 Leitfähigkeit von Sickerwasserproben aus Töpfen und Säulen

Die Leitfähigkeit des Sickerwassers wurde bei jeder Probennahme (PN) direkt im Wasser gemessen. Die Werte waren höher als in den Bodenproben. Die Ergebnisse der Messungen über die gesamte Versuchslaufzeit (PN 1 bis PN 9) sind Tabelle 39 zu entnehmen. Ansätze, welche mit Salzlösung gegossen wurden (Nr. 10–21), hatten stets eine höhere Leitfähigkeit als alle anderen Varianten. Im Zeitraum der dritten Probennahme (PN 3) wurde die Salzdotation unterbrochen, da aufgrund des starken Mehлтаubefalls ein radikaler Rückschnitt erfolgte und den Pflanzen Zeit zur Erholung gegeben wurde. Die Leitfähigkeiten der Ansätze 10–21 waren bei der PN 3 nicht niedriger als bei PN 2 oder PN 4, es wurde also noch immer vorher angereichertes Salz aus dem Boden ausgeschwemmt.

**Tabelle 39:** Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessungen vom Sickerwasser aller Ansätze der verschiedenen Probennahmen während der Versuchslaufzeit. Alle Angaben in mS. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n = 2. - = keine Probe vorhanden, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall- Dotierung, D = Düngung.

Nr	Ansatzbezeichnung	PN	1	2	3	4	5	6	7	8	9
		VW	1	2	5	7	9	11	14	15	16
		SM	x		x x		x				
		D		x	x x	x	x	x	x		x
1	MKW myk.		1,76	1,21	1,18	1,72	1,62	-	-	-	-
2	MKW nicht-myk.		2,57	1,72	1,39	2,63	1,89	-	-	2,35	2,71
3	MKW ohne Pflanze		2,01	1,07	0,75	1,08	0,90	-	-	0,72	0,92
4	Kontrolle myk.		2,00	1,24	1,46	1,69	2,16	1,98	1,68	1,52	3,36
5	Kontrolle nicht-myk.		2,06	1,50	1,55	1,19	1,63	1,33	-	2,64	2,96
6	Kontrolle ohne Pflanze		1,86	1,22	0,95	1,44	1,35	1,28	1,40	0,77	0,95
7	Mix myk.		2,55	1,88	1,99	2,25	1,77	2,00	2,05	-	-
8	Mix nicht-myk.		3,29	1,82	2,45	4,88	4,43	2,66	-	-	-
9	Mix ohne Pflanze		2,30	1,22	1,00	2,71	1,60	1,52	1,65	0,80	0,93
10	Mix NaCl wöch. myk.		7,54	11,50	10,70	10,32	12,69	-	-	8,36	9,78
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.		6,34	9,84	11,60	12,36	11,47	-	-	10,72	12,37
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze		6,04	4,80	9,16	8,42	7,15	-	-	6,12	8,15
13	Mix NaCl tägl. myk.		4,75	7,74	9,91	6,55	10,87	8,41	8,49	9,93	11,71
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.		4,36	6,36	9,27	10,80	10,52	7,50	9,68	11,54	12,76
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze		2,64	3,92	5,39	7,51	5,72	5,63	6,37	5,39	5,56
16	NaCl wöch. myk.		10,73	11,40	9,61	7,32	8,85	-	-	9,11	10,55
17	NaCl wöch. nicht-myk.		6,30	11,04	11,40	9,80	8,89	-	-	9,45	11,14
18	NaCl wöch. ohne Pflanze		6,55	4,94	9,15	6,70	5,04	-	-	6,35	7,75
19	NaCl tägl. myk.		3,90	6,86	8,75	7,86	10,25	-	-	7,52	8,30
20	NaCl tägl. nicht-myk.		4,62	8,17	11,82	11,08	9,20	-	-	11,95	11,88
21	NaCl tägl. ohne Pflanze		3,76	4,20	5,98	5,96	4,88	-	-	5,55	5,98
22	K ung. myk.		3,16	2,06	2,26	1,93	-	1,52	1,40	1,58	-
23	K ung. nicht-myk.		3,72	2,50	2,84	3,44	-	2,38	1,88	-	-
		SM	x	x	x		x				
		D		x	x x	x	x	x	x		x
24	Säule Mix myk.			1,82	1,94	1,94	2,12	1,76	1,65	1,44	1,31
25	Säule Mix nicht-myk.			-	1,89	1,89	1,98	2,16	1,82	1,75	1,60
26	Säule Mix ohne Pflanze			1,11	1,30	1,30	1,86	1,03	1,28	0,96	0,61
27	Säule Kontrolle myk.			1,66	1,69	1,69	1,82	1,61	1,64	1,68	1,96

Abbildung 45 gibt eine Übersicht der Messwerte aus Tabelle 39: Hier ist zu sehen, dass Wasser der Varianten ohne Pflanzen auch stets geringere Leitfähigkeiten aufwies, als solches aus Töpfen mit Blutweiderich ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Bei Kontrollen (Ohne Salz) waren Unterschiede zwischen bepflanzt und unbepflanztem Varianten nur sehr gering. Bei den anderen nicht mit Salz dotierten Ansätzen „Mix“ und „MKW“ war die Leitfähigkeit im Sickerwasser von unbepflanzten Töpfen im Trend geringer als bei den bepflanzt Varianten. In den mit Salzlösung gegossenen Ansätzen sind diese Differenzen zwischen den Varianten noch stärker ausgeprägt. Unterschiede zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten sind signifikant ( $p = 0,026$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Dies würde bedeuten, dass entweder ohne Mykorrhizierung mehr Salz mit dem Sickerwasser ausgewaschen wurde (was sich in höheren Leitfähigkeiten des Sickerwassers niederschlug) oder aber hier Prozesse durch die Salzlösung in Gang gebracht wurden, die zu einer stärkeren Auswaschung von anderen Ionen führten. Da aber auch der Ansatz „Mix“ (ohne Salz) das gleiche Verhältnis von mykorrhizierten zu nicht-mykorrhizierten Varianten aufweist, kann nicht allein die Salzdotierung zu diesen Unterschieden geführt haben.



**Abbildung 45:** Liniendiagramme der Leitfähigkeiten von Sickerwasserproben der Versuchsansätze in Töpfen über den Versuchszeitraum von 20 Wochen (PN 1 bis 9) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. In PN 3 keine Salzdotierung.

Der Ansatz mit Schadstoffen („Mix“) hatte gegenüber der Kontrolle leicht erhöhte Leitfähigkeiten, der Unterschied ist am größten in der nicht-mykorrhizierten Variante. In unbepflanztem Boden sind die Unterschiede zwischen den Ansätzen gering. Während der Versuchslaufzeit stieg die Leitfähigkeit des Sickerwassers in allen Ansätzen mit Pflanzen (mykorrhiziert und nicht-mykorrhiziert) tendenziell leicht an, wohingegen Ansätze ohne Pflanzen eher einen leichten Trend zur Abnahme der Leitfähigkeit während des Versuchszeitraumes zeigten.

Das Aussetzen der Salzdotierung während der PN 3 spiegelt sich nicht einheitlich durch niedrigere Messwerte der Leitfähigkeiten der PN 3 oder zeitverzögert der PN 4 wieder (vgl. Abbildung 45). In den Varianten „mykorrhiziert“ und „ohne Pflanze“ sind zwar teils Einbrüche der Werte zur PN 3, PN 4 oder gar PN 5 vorhanden, für die nicht-mykorrhizierten Varianten kann dies hingegen nicht bestätigt werden. Die Kurvenverläufe der Leitfähigkeiten in Abbildung 45 weisen kaum Ähnlichkeiten auf.

#### Zusammenfassung der Ergebnisse der Leitfähigkeiten in Boden und Sickerwasser im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:

Die Leitfähigkeit der Böden aus Töpfen war in salzdotierten Ansätzen nach 20 Wochen höher als nach 9 Versuchswochen, woraus auf eine Anreicherung von NaCl geschlossen wird. In unbepflanzten Varianten waren die Leitfähigkeiten niedriger als in Böden mit *Lythrum salicaria*.

Sickerwasser aus Ansätzen mit Salzdotierung besaß höhere Leitfähigkeiten als aus Ansätzen ohne Salz. Eluate aus unbepflanzten Varianten zeigten niedrigere Leitfähigkeiten als mit Blutweiderich. Ähnlich wie im Boden hatten nicht-mykorrhizierte Varianten signifikant höhere Leitfähigkeiten. Die Leitfähigkeiten des Sickerwassers schwankten über den Versuchszeitraum recht stark und zeigen kaum ähnliche Kurvenverläufe, aus denen keine Trends abgeleitet werden können.

### 3.4.11 Messung verschiedener Begleitparameter im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

#### 3.4.11.1 pH-Werte von Bodenproben aus Töpfen

Die pH-Werte der Bodenproben lagen nach 9 Versuchswochen bei allen Ansätzen und Varianten im Bereich zwischen 7 und 8,5 pH, was einem neutralen bis schwach alkalischen Boden entspricht (AG BODEN 2005). Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 40 aufgelistet. In Töpfen ohne Blutweiderich waren die durchschnittlichen Werte in der Regel etwas niedriger als in den bepflanzten Varianten ( $p = 0,002$ , U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). In den nicht-mykorrhizierten Varianten der schadstoffdotierten Ansätze „Mix“ und „Mix NaCl tägl.“ sind die pH-Werte um ein halbe Einheit niedriger als bei mykorrhizierten Varianten, die Unterschiede sind nur knapp als nicht signifikant einzustufen ( $p = 0,050$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

**Tabelle 40:** pH-Werte von Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen mit Standardabweichung, n = Stichprobenumfang.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	pH-Werte					
		mykorrhiziert	n	nicht-mykorrhiziert	n	ohne Pflanze	n
1–3	MKW	8,26 +/- 0,19	5	8,02 +/- 0,23	5	7,73 +/- 0,33	3
4–6	Kontrolle	8,05 +/- 0,16	3	8,18 +/- 0,89	3	7,50 +/- 0,28	3
7–9	Mix	7,71 +/- 0,14	3	7,30 +/- 0,11	3	7,17 +/- 0,18	3
10–12	Mix NaCl wöch.	7,51 +/- 0,17	3	7,61 +/- 0,27	3	7,38 +/- 0,20	3
13–15	Mix NaCl tägl.	7,73 +/- 0,18	3	7,89 +/- 0,09	3	7,36 +/- 0,24	3
16–18	NaCl wöch.						
19–21	NaCl tägl.	8,38 +/- 0,22	3	8,41 +/- 0,25	3	7,93 +/- 0,06	3
23	K ung.			7,18 +/- 0,37	2		

Die höchsten pH-Werte wurden im Ansatz „NaCl tägl.“ gemessen, sehr niedrige Werte dagegen in den Ansätzen „Mix“ und „Mix NaCl wöch.“ zu verzeichnen. Die geringsten pH-Wert wies ungedämpfter Boden „K ung.“ auf (siehe Tabelle 40).

Nach 20 Versuchswochen, waren Unterschiede in pH-Werten der verschiedenen Ansätze und Varianten deutlicher als nach 9 Wochen (siehe Tabelle 41). Die Mittelwerte lagen im Bereich von 6,5 bis 8,5. Eine Abnahme der pH-Werte über den Versuchszeitraum von der 9. bis zur 20. Woche kann keiner der Varianten und keinem der Ansätze zugeordnet werden.

**Tabelle 41: pH-Werte von Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.** Mittelwerte aus Doppelbestimmungen mit Standardabweichung, Stichprobenumfang  $n = 2$ .

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	pH-Werte		
		mykorrhiziert	nicht-mykorrhiziert	ohne Pflanze
1–3	MKW	7,96 +/- 0,01	7,96 +/- 0,07	7,50 +/- 0,18
4–6	Kontrolle	8,18 +/- 0,20	7,78 +/- 0,08	7,29 +/- 0,08
7–9	Mix	7,48 +/- 0,16	7,27 +/- 0,01	6,62 +/- 0,02
10–12	Mix NaCl wöch.	7,43 +/- 0,30	7,36 +/- 0,18	6,76 +/- 0,01
13–15	Mix NaCl tägl.	8,17 +/- 0,01	7,92 +/- 0,26	7,26 +/- 0,06
16–18	NaCl wöch.	8,44 +/- 0,43	8,07 +/- 0,08	7,85 +/- 0,04
19–21	NaCl tägl.	8,28 +/- 0,25	8,45 +/- 0,13	7,46 +/- 0,14
23	K ung.	7,80 +/- 0,42	7,37 +/- 0,25	

Die pH-Werte der Varianten ohne Pflanzen waren wiederum niedriger als mit Blutweiderich, die Unterschiede sind größer als noch bei den Zwischenproben ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ , vgl. auch Abbildung 46). Die niedrigsten Werte besaßen die Ansätze, die mit **Schadstoffen** dotiert wurden („Mix“), wobei die tägliche Zugabe von NaCl den pH-Wert aber erhöhte („Mix NaCl tägl.“ Tabelle 41). Wie den Boxplots in Abbildung 46 zu entnehmen ist, wurden in Bodenproben aller Varianten aus dotierten Töpfen niedrigere pH-Werte gemessen als ohne Schadstoffe. Diese Senkung der pH-Werte in Ansätzen, die mit allen Schadstoffen dotiert wurden, ist ohne eine getrennte Betrachtung der salzdotierten und nicht-salzdotierten Ansätze im statistischen Test nur bei unbepflanzten Ansätzen signifikant ( $p = 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ), da durch die Salzzugabe größere Spannweiten der Messergebnisse entstehen, die den Effekt der Schadstoffdotierung überlagern. Bei einer Aufteilung der Daten in salzdotierte und nicht-salzdotierte Ansätze entstehen Datensätze mit zu kleinem Stichprobenumfang um statistische Tests durchzuführen. Durch eine Interpolation der Daten ergeben sich signifikante Differenzen für alle Varianten (außer bei mykorrhizierten Varianten mit Salzdotierung). Eine Zugabe von **NaCl** führte in allen Varianten zu etwas höheren pH-Werten. Dieser Effekt ist gleichwohl nur signifikant (U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ) bei Ansätzen, die wiederum nicht mit Schadstoffen dotiert wurden (vgl. Abbildung 46 ohne Dotierung). Die pH-Senkung durch die Schadstoffdotierung ist offenbar stärker als die Erhöhung der Werte durch die Salzzugabe.

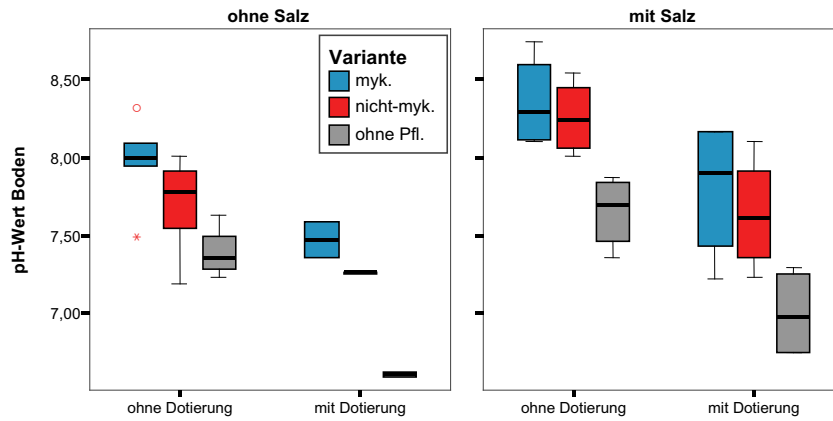


Abbildung 46: Vergleichende Boxplots von pH-Werten der Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen für Ansätze ohne und mit Salzdotierung (NaCl).

### 3.4.11.2 pH-Werte von Sickerwasserproben aus Töpfen und Säulen

Die pH-Werte der Sickerwasserproben aus den Topf- und Säulenversuchen lagen bei bepflanzten Ansätzen zwischen 7 und 8 pH, wie Abbildung 47 zeigt. Unbepflanzte Varianten der Töpfe hatten im Durchschnitt deutlich niedrigere Werte von 5,5 bis 7,5 pH ( $p < 0,001$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ), die außerdem im Verlauf des Experimentes stark schwankten.

Mykorrhizierte Varianten besaßen etwas höhere pH-Werte als nicht-mykorrhizierte, der Unterschied ist jedoch nur für den Ansatz mit Schadstoffen („Mix“) signifikant ( $p = 0,038$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ).

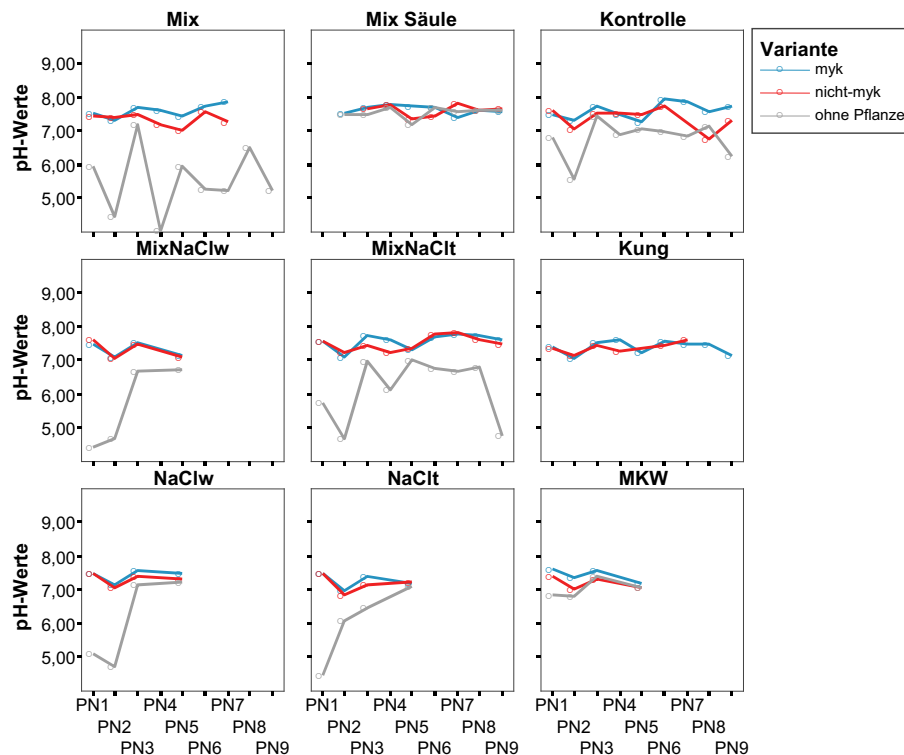


Abbildung 47: Liniendiagramme von pH-Werten des Sickerwassers aus Versuchsansätzen in Töpfen und Säulen über den Versuchszeitraum (PN 1 bis 9) von 20 Wochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.

Die Dotierung mit allen Schadstoffen („Mix“) hatte aber ebenso wie die Salzdotierung keinen relevanten Einfluss auf die pH-Werte der Sickerwasserproben, wenn alle Varianten eines Ansatzes betrachtet werden. Für unbepflanzte Varianten rief die Dotierung mit allen Schadstoffen signifikante Erniedrigungen der pH-Werte im Sickerwasser hervor (im Vergleich mit Kontrollen  $p = 0,006$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). So ist wie bei den Bodenproben auch im Sickerwasser zu beobachten, dass die Dotierung mit allen Schadstoffen den pH-Wert erniedrigt. Signifikant ist dieser Effekt allerdings nur in den Ansätzen ohne Salzdotierung und ohne Bepflanzung ( $p = 0,003$  U-Test nach Mann & Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Im Gegensatz zum Boden wurde im Sickerwasser der pH-Wert nicht durch die Salzdotierung erhöht, deutliche Unterschiede sind nicht nachzuweisen.

Bei Sickerwasser aus Versuchssäulen sind keine relevanten Unterschiede in den Varianten vorhanden. Es existieren nicht einmal Unterschiede zwischen Kontrollsäulen (ohne Schadstoffe, mit mykorrhiziertem Blutweiderich) und Säulen mit Schadstoffen (Ergebnis in Abbildung 47 nicht dargestellt – siehe Anhang Tab. XVI). Eine relevante Korrelation zwischen den Leitfähigkeiten und den pH-Werten der Sickerwasserproben besteht nicht.

#### **Zusammenfassung der Ergebnisse der pH-Wert Messungen in Boden und Sickerwasser im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:**

Der **Boden** aus Töpfen war neutral bis schwach alkalisch. Die Werte wurden durch die Dotierung mit Schadstoffen und Natriumchlorid beeinflusst. Durch die Dotierung mit Schadstoffen wurden die pH-Werte leicht gesenkt, durch das Gießen mit Salzlösung die Werte etwas erhöht. In Böden unbepflanzter Varianten waren niedrigere pH-Werte vorhanden als in Ansätzen mit *Lythrum salicaria*.

Auch **Sickerwasser** wies neutrale bis leicht alkalische Eigenschaften auf. Unbepflanzte Varianten besaßen niedrigere pH-Werte als bepflanzte Varianten. Der Einfluss von Schadstoffdotierung und Salzzugabe war weniger ausgeprägt als im Boden.

#### **3.4.11.3 Organoleptische Beurteilung des Sickerwassers**

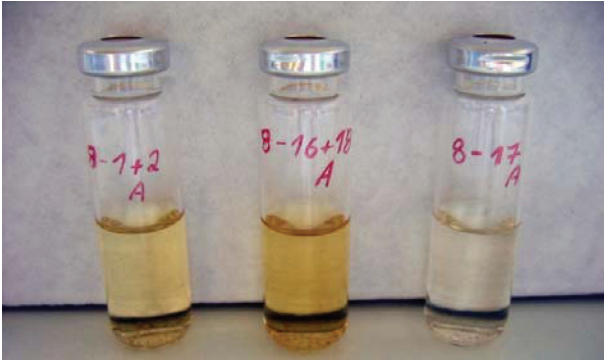
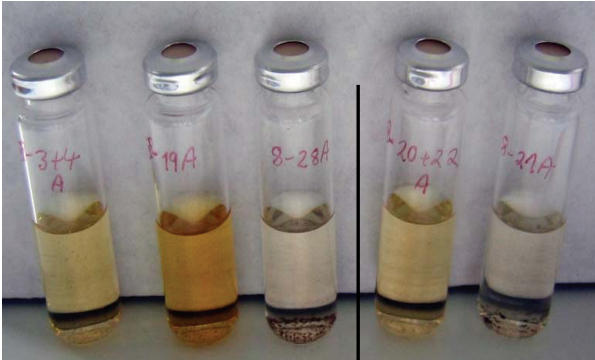





Der Geruch des Sickerwassers war bei allen Versuchsansätzen stets neutral. Die Färbung des Sickerwassers war dagegen charakteristisch für die verschiedenen Versuchsansätze und Varianten. In Tafel 1 sind Fotos zu Farbvergleichen von Sickerwasserproben aus Töpfen und Versuchssäulen abgebildet.

Die Färbung des Wassers reichte von farblos (aus Säulen) bis zu kräftig rotbraun (wöch. Salzdotierung ohne Mykorrhiza). Aus den Ergebnissen lassen sich grundsätzliche Aussagen ableiten:

- Wasser unbepflanzter Ansätze war heller als mit einer Bepflanzung,
- mykorrhizierte Ansätze erzeugten helleres Sickerwasser als nicht-mykorrhizierte
- Wasser aus Kontrollen war dunkler als solches schadstoffdotierter Ansätze (Mix und MKW)
- die Salzdotierung führte zu dunklerem Sickerwasser
- bei tägl. Salzdotierung war das Wasser heller als bei wöchentlicher Salzzugabe
- Wasser aus den Säulen war stets klar und damit heller als aus den Töpfen

Diese Aussagen gelten auch in Kombination miteinander. So ist beispielsweise das Sickerwasser des Ansatzes „NaCl w nicht-myk.“ am dunkelsten. In Schema 1 sind die abgeleiteten Aussagen integriert. Hier wird deutlich, dass durch die Zugabe von NaCl verstärkt Huminstoffe




							
MKW/PAK	MKW/PAK	MKW/PAK	K	K	K	Mix	Mix
L.s. ⊕	L.s. ⊖	--	L.s. ⊕	L.s. ⊖	--	L.s. ⊖	--
							
NaCl wöch.	NaCl wöch.	NaCl wöch.	NaCl tägl.	NaCl tägl.	NaCl tägl.		
Mix L.s. ⊕	Mix L.s. ⊖	Mix --	Mix L.s. ⊕	Mix L.s. ⊖	Mix --		
							
NaCl wöch.	NaCl wöch.	NaCl wöch.	NaCl tägl.	NaCl tägl.	NaCl tägl.		
L.s. ⊕	L.s. ⊖	--	L.s. ⊕	L.s. ⊖	--		
							
Mix	Mix	Mix	Kontrolle				
L.s. ⊕	L.s. ⊖	--	L.s. ⊕				

Tafel 1: Farbvergleich der Sickerwässer aller Versuchsansätze im Oktober 2007 (PN 8). Ansatzbezeichnungen jeweils unter den Probengefäßen, ⊕ = mykorrhiziert, ⊖ = nicht-mykorrhiziert. Von Ansatz (7) „Mix L.s. ⊕“ keine Probe vorhanden, da kein Sickerwasser anfiel.



ausgetragen werden, welche die (dunkle) Färbung des Sickerwassers hervorrufen. In den Säulen wurden aufgrund der lange Passage durch den Sandkörper sämtliche in den oberen Schichten gelösten Huminstoffe aus dem Sickerwasser herausgefiltert, so dass die Eluate klar sind. Mit einer Mykorrhizierung werden offenbar weniger Huminstoffe gelöst und ausgetragen als nur allein durch eine Bepflanzung mit Blutweiderich.

Hell	Dunkel
	
Säule – Mix – MKW – Kontrolle – Mix Salz tägl. – Salz tägl. – Mix Salz wöch. – Salz wöch.	
Ohne Pflanze	– mykorrhiziert – nicht-mykorrhiziert

**Schema 1:** Darstellung der abgeleiteten Regeln aus den verschiedenen Färbungen des Sickerwassers der Versuchsansätze im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Oben Färbung der Eluate von Hell nach Dunkel, darunter Einordnung der Versuchsansätze zur jeweiligen Färbung im Vergleich untereinander. Unten Einordnung der Varianten im Vergleich untereinander. Alle Ansatzbezeichnungen außer „Säule“ beziehen sich auf Ansätze in Töpfen.

#### 3.4.11.4 Trockengewichte von Bodenproben im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Die Bestimmung der Trockengewichte der Bodenproben diente als Bezugsgröße für die Ermittlung der MKW- und PAK-Gehalte. Sämtliche Ergebnisse sind in den Tabellen XVII bis XIX im Anhang zu finden.

#### Zusammenfassung der Ergebnisse im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen:

Die dotierten MKW und PAK hatten in den verwendeten Gesamtgehalten von 150 mg/kg MKW und 10 mg/kg PAK keine Auswirkungen auf die Wurzelbiomasse, die Mykorrhizierungsgrade oder die Vitalität von *Lythrum salicaria*. Ein Vergleich der Restgehalte der dotierten Alkane nach 20 Versuchswochen ergab eine um ca. 35 % gesteigerte Abreicherung in bepflanzten Varianten der Topfexperimente gegenüber den Rückstellproben. Eine Abnahme der MKW-Gesamtgehalte von der 9. bis zur 20. Versuchswoche konnte nicht nachgewiesen werden, mit einer Bepflanzung wurden aber geringere MKW-Gesamtgehalte gemessen. Eine Verlagerung von MKW in den Bodensäulen konnte anhand der vorhandenen Daten nicht festgestellt werden.

Die Dotierung mit allen Schadstoffen („Mix“) unterschied sich vom Ansatz „MKW“ nur durch die Zugabe der **Schwermetalle** Kupfer und Zink, so dass davon ausgegangen wird, dass alle beobachteten Effekte im Unterschied zum Ansatz „MKW“ auf die Schwermetalle zurückzuführen sind. Durch Dotierung mit 50 mg/kg Kupfer und 150 mg/kg Zink wurden leicht erhöhte Wurzelbiomassen festgestellt, während niedrigere pH-Werte in Bodenproben gemessen wurden. Auf die Mykorrhizierungsgrade und die Vitalität von *Lythrum salicaria* wirkten sich die Schwermetalle nach einer Aufteilung der Dosis in vier Teildotierungen nicht deutlich nachteilig aus. Die gemessenen Kupfergehalte im Boden verringerten sich zwischen der 9. und 20. Versuchswoche, im Sickerwasser konnte dagegen kaum Kupfer nachgewiesen werden, was auf eine Aufnahme von Kupfer in pflanzliche, pilzliche oder mikrobielle

Biomasse schließen lässt. In den Versuchssäulen wurde kaum eine Verlagerung von Kupfer in die unteren Bodenschichten festgestellt.

Das tägliche oder wöchentliche Gießen mit der **Salzlösung** in einer Gesamtfracht von 600 oder 700 mg NaCl pro Woche und Topf wirkte sich nachteilig auf die Vitalität der Pflanzen, das Wurzelwachstum und die Wurzelbiomasse aus. Unter Salzeinfluss wurden geringere Mykorrhizierungsgrade bei *Lythrum salicaria* festgestellt und höhere MKW- und Kupfergehalte in Bodenproben gemessen. Die pH-Werte (und die Leitfähigkeit) in Boden und Sickerwasser wurden durch die Salzdotierung erhöht. In Ansätzen mit Salzdotierung besaß Blutweiderich niedrigere Transpirationsraten und mit dem Sickerwasser wurden verstärkt Huminstoffe ausgewaschen.

Die **Mykorrhizierung** von *Lythrum salicaria* mit Mykorrhizapilzen der Gattung *Glomus* förderte die Vitalität und den Wuchs der Pflanzen und erhöhte die Bildung der Wurzelbiomasse. Auf eine Abreicherung von MKW und PAK im Boden konnte kein Effekt der Mykorrhiza nachgewiesen werden. Auf die Kupfergehalte in Boden und Sickerwasser aus Töpfen konnte keine einheitliche Einflussnahme festgestellt werden: Nach 9 Wochen waren ohne eine Mykorrhiza höhere Kupfergehalte im Boden vorhanden, nach 20 Wochen ist das Verhältnis umgekehrt. In Böden der Säulen wurden ohne eine Mykorrhiza höhere Kupfergehalte detektiert. Die Versuchspflanzen ohne Mykorrhiza besaßen tendenziell einen höheren Wasserbedarf, der sich in leicht erhöhten Transpirationsraten und geringen Wasserdurchflüssen widerspiegelte. Dementsprechend waren auch die Leitfähigkeiten ohne eine Mykorrhizierung nach 20 Versuchswochen in Boden und Sickerwasser größer als bei mykorrhizierten Varianten. Aus Töpfen mit nicht-mykorrhiziertem Blutweiderich wurden zudem verstärkt Huminstoffe ausgewaschen. Die pH-Werte der Böden wurden durch das Vorhandensein einer Mykorrhiza deutlich erhöht, im Sickerwasser trat dieser Effekt nicht auf.

Die **Bepflanzung** veränderte sämtliche im Experiment ermittelten Bodenparameter. Nach 20 Versuchswochen waren in unbepflanzten Varianten höhere Restgehalte der dotierten MKW Pentadecan und Eicosan vorhanden. Ebenso waren die Kupfergehalte von Böden aus Töpfen ohne Pflanzen höher als mit Blutweiderich. Bei den Versuchssäulen wurden dagegen ohne Bepflanzung niedrigere Kupfergesamtgehalte festgestellt. Die Auswaschung von Kupfer aus Böden der Töpfe und Säulen war insgesamt zwar sehr gering, in unbepflanzten Varianten aber leicht erhöht. Ohne eine Bepflanzung mit Blutweiderich waren größere Durchflussraten des Gießwassers zu verzeichnen. Sowohl im Boden als auch im Sickerwasser wurden niedrigere Leitfähigkeiten und pH-Werte in Varianten ohne Pflanzen gemessen.

## 3.5 Mykorrhizierung von *Lythrum salicaria* unter Staunässe

### 3.5.1 Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* unter Staunässe

Überraschenderweise hatte die permanente Feuchtigkeit einen geringeren Einfluss auf die Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich, als ursprünglich angenommen. Die Mykorrhizierungsgrade der Wurzelproben von Pflanzen aus stehender Nässe und bei freiem Ablauf sind in Abbildung 48 wiedergegeben. Pflanzen, die 3 Monate („12 Wochen“) vor Versuchsstart und damit dem Beginn der Staunässe inokuliert waren und somit eine längere Etablierungszeit besaßen, zeigten am Ende des Versuches etwas höhere Mykorrhizierungsgrade, als direkt mit Versuchsbeginn („0 Wochen“) inokulierte Pflanzen. Die Unterschiede zwischen den Varianten „Ablauf“ und „Staunässe“ sind nicht signifikant und dabei geringer als die Unterschiede zwischen den beiden Zeitvarianten „0 Wochen“ und „12 Wochen“ (hier  $p = 0,004$ , U-Test nach Mann &

Whitney,  $\alpha = 0,05$ ). Durch die Staunässe wurde die Mykorrhizierung nur in den noch nicht mykorrhizierten Varianten leicht gehemmt. Die niedrigsten Mykorrhizierungsgrade besaßen die Pflanzen, die 0 Wochen vor Versuchsbeginn inokuliert wurden und in Staunässe standen. Nach einer ausreichenden Etablierungszeit („12 Wochen“) beeinflusste die Staunässe die Mykorrhizierung jedoch nicht mehr negativ, sondern führte zu höheren Mykorrhizierungsgraden (Variante „Staunässe“, 12 Wochen).

Bei Betrachtung der Ergebnisse muss bedacht werden, dass die Pflanzen durch den Versuchsaufbau zwar stets mehrere Zentimeter hoch im Wasser standen, die Bodenoberfläche dabei aber nicht unterhalb der Wasseroberfläche lag. So herrschten nur in den unteren Hälften der Töpfe permanent anaerobe Verhältnisse.

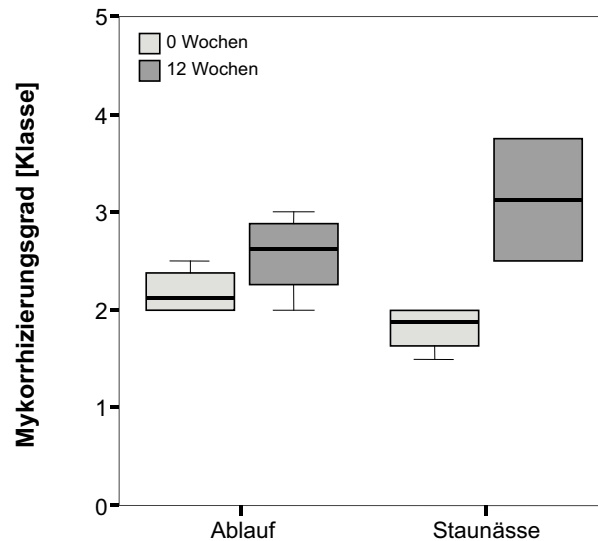


Abbildung 48: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) nach 20 Wochen im Staunässeversuch. Die Töpfe standen in Staunässe oder bei freiem Ablauf. Die Inokulation erfolgte 0 oder 12 Wochen vor Versuchsstart. Stichprobenumfang  $n = 4$ .

### 3.5.2 Wurzelbiomasse von *Lythrum salicaria* unter Staunässe

Die Wurzelrockengewichte der Versuchspflanzen im Staunässeversuch sind in Abbildung 49 dargestellt. Pflanzen in Staunässe besaßen im Mittel geringe Wurzelgewichte als solche bei freiem Ablauf. Die Unterschiede sind allerdings nicht signifikant. Die unterschiedlichen Etablierungszeiten der Mykorrhizierung beeinflussten die Gewichte der Wurzelballen nicht. Einige der Pflanzen bei freiem Ablauf, die 12 Wochen vor Versuchsbeginn inokuliert wurden, hatten aber bis zu doppelt so schwere Wurzelballen wie die anderen Varianten (siehe Quartile der Boxplots „Ablauf, 12 Wochen“). Staunässe führte in diesem Versuch also tendenziell zu einer Verringerung der Wurzelgewichte bzw. der Wurzelbiomasse. Die Variante mit den im Durchschnitt (Median) geringsten Wurzelgewichten („12 Wochen, Staunässe“), ist zugleich diejenige mit den höchsten Mykorrhizierungsgraden (siehe Kap. 3.5.1).

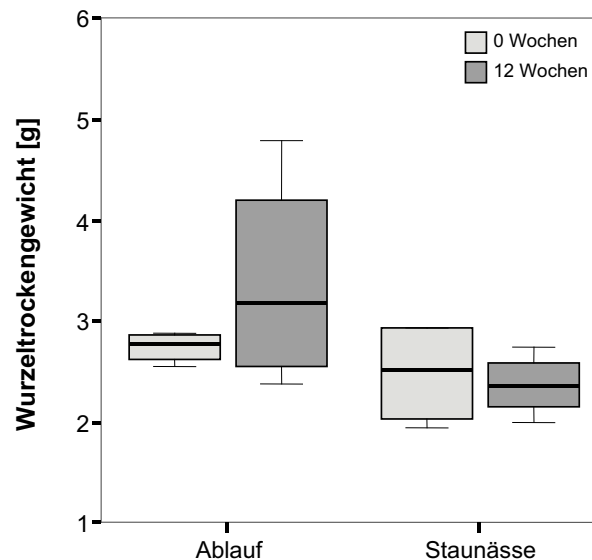


Abbildung 49: Boxplot der Wurzeltrockengewichte von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) nach 20 Wochen im Staunässeversuch. Die Töpfe standen in Staunässe oder bei freiem Ablauf. Die Inokulation erfolgte 0 oder 12 Wochen vor Versuchsstart. Stichprobenumfang n = 4.

### Zusammenfassung der Ergebnisse des Mykorrhizierungsversuches von *Lythrum salicaria* unter Staunässe:

Die Länge der Etablierungszeit der Mykorrhiza besaß im durchgeführten Versuch einen größeren Effekt auf die Mykorrhizierungsgrade als Staunässe. Wenn zum Zeitpunkt der Inokulation stehende Nässe vorhanden war, wurde Blutweiderich weniger stark mykorrhiziert als bei Pflanzen in freiem Ablauf. War die Mykorrhiza schon etabliert, beeinflusste die Staunässe den Mykorrhizierungsgrad nicht mehr negativ. In stehender Nässe wurde weniger Wurzelbiomasse ausgebildet, als im freien Ablauf.

## 3.6 Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria*

Die Ergebnisse der optischen Dokumentation des Einflusses von 2,4-D auf Blutweiderich in Hydrokulturen sind in Tafel 2 wiedergegeben. Bei den Pflanzen, die mit 2,4-D (gelöst in Aceton) dotiert wurden, zeigten sich Verkürzungen der Wurzelachse, welche sich in kleinen, verwachsenen Seitenwurzelsätzen äußerten (Bild 1, 2 und 3). Statt normaler Seitenwurzeln entstanden so zahlreiche Knötchen (siehe Pfeil in Bild 3), die eine Nährstoffaufnahme über die Oberfläche der Wurzeln nicht zulassen. Auch bildeten sich durch die Dotierung mit dem Herbizidwirkstoff hauptsächlich dicke Wurzeln aus. Zwei Wochen nach Ende der wöchentlichen Dotierung setzte das zuvor gehemmte Wurzelwachstum wieder ein. Die durch die Einwirkung von 2,4-D entstanden Verwachsungen waren zwar weiterhin vorhanden (Bild 5 und 6, siehe Pfeile), es wurden aber einige neue Wurzeln mit normaler Wuchsform gebildet (vgl. Pflanze 1, Bild 2 und 5). Das Wiedereinsetzen des Wurzelwachstums deutet auf eine Abnahme der wirksamen Konzentration von 2,4-D ohne erneute Dotierung in der Nährlösung hin.

Die Wurzeln von Pflanzen, welche zur Überprüfung nur mit Aceton in vergleichbarer Konzentration dotiert wurden, zeigten während des Experimentes keine Wachstumsveränderungen (siehe Bild 8 und 9). Lediglich die gleiche rötliche Färbung wie bei den mit 2,4 D dotierten Pflanzen (Nr. 1, 2 und 3) fiel auf. Kontrollpflanzen in Wasser hatten an ihren Wurzeln

schwächere rote Verfärbungen und wiesen keine Wachstumseinschränkungen auf (siehe Bild 10-12). Sie bildeten ein dichtes Wurzelwerk mit verzweigten und dünnen, langen Wurzeln aus.

Die gewählte Konzentration des Herbizidwirkstoffes hatte das Wurzelwachstum also deutlich gehemmt (vgl. Bild 5 und 6 mit Bild 11 und 12) und somit die Wasser- und Nährstoffaufnahme der Pflanze erschwert. Die Wirksamkeit des Herbizids konnte aber nur durch das wiederholte Auffrischen der Dotierlösung erreicht werden. Die bereits vorhandenen Wurzeln blieben jedoch in ihrer Funktion erhalten und sicherten das Überleben der Pflanze.

In den Rhizotronen wurden bei Blutweiderich unter Einfluss von 2,4-D ähnliche Effekte beobachtet: Wurzeln in dotiertem Boden bildeten dickere und kürzere Wurzeln aus, als in Kontrollböden. Die Unterschiede sind weniger deutlich, da der Wirkstoff im Boden schlechter verteilt werden konnte und nur ungleichmäßig und in geringeren Konzentrationen mit den Wurzeln in Kontakt kam.





Bild 1: Pflanzen Nr. 1, 2, 3 mit 2,4-D in Woche 5



Bild 2: Detail Pflanze 1



Bild 3: Detail Pflanze 2



Bild 4: Pflanzen Nr. 1, 2, 3 mit 2,4-D in Woche 7



Bild 5: Detail Pflanze 1

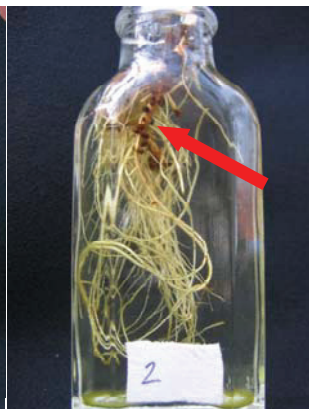


Bild 6: Detail Pflanze 2



Bild 7: Pflanzen Nr. 4, 5, 6 mit Aceton in Woche 7



Bild 8: Detail Pflanze 4



Bild 9: Detail Pflanze 5



Bild 10: Kontrollpflanzen Nr. 7, 8, 9 in Woche 7



Bild 11: Detail Pflanze 8



Bild 12: Detail Pflanze 9

Tafel 2: Wurzelentwicklungen von *Lythrum salicaria* unter Einfluss von 2,4-D nach 5 Versuchswochen (Bild 1 bis 3) und nach Ende der wöchentlichen Dotierung nach 7 Versuchswochen im Vergleich mit Kontrollen (Bild 4 bis 12).



## 4 Diskussion

### 4.1 Methodenkritik

#### 4.1.1 Vorbemerkung

Die in der vorliegenden Arbeit angewandten Methoden stellten sich bei Auswertung der Ergebnisse nur teilweise als geeignet zur allumfassenden Bearbeitung der Fragestellung heraus. Vor allem die Analytik und Auswertung der MKW- und PAK- Gehalte erwies sich als Herausforderung (siehe Kap. 4.1.3). Die Erhebung zusätzlicher Parameter wie beispielsweise Trockengewichte der oberirdischen Biomasse, Zink- oder Phosphatgehalte der Bodenproben wären hilfreich bei der Interpretation der Ergebnisse gewesen, waren aus personellen sowie finanziellen Gründen jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar. Für drei der angewandten Methoden ist eine genaue Betrachtung zur Diskussion der Ergebnisse nötig:

#### 4.1.2 Der Mykorrhizierungsgrad als Messgröße

Der Mykorrhizierungsgrad der Versuchspflanzen wurde bestimmt, um über den Anteil an mykorrhizierten Wurzeln eine Einschätzung der **Effektivität** der Symbiose vorzunehmen. Einerseits kann zwar nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass ein hoher Prozentsatz von mykorrhizierten Wurzeln auch bedeutet, dass die Pflanze gerade den größtmöglichen Nutzen aus der Symbiose zieht. Nach MARSCHNER & DELL (1993) ist das Wachstum beider Symbiosepartner nicht unbedingt mit der Wurzelinfektionsrate verknüpft. Andererseits besteht aber laut ihren Beobachtungen eine enge Korrelation zwischen der Wurzelkolonisation und aktiven Hyphen in und an der Wurzel. Trotzdem wurde eine Korrelation zwischen dem Kolonisationsgrad und der Aktivität der Pilze in der Symbiose bis heute nicht demonstriert (HILDEBRANDT et al. 2007). Vor allem aus einer bloßen Besiedelung mit Hyphen lässt sich wenig ableiten, denn nur aus der Anwesenheit von Arbuskeln kann auf einen Austausch von Nährstoffen geschlossen werden (BOHRER et al. 2004, MCGONIGLE et al. 1990). Ist allerdings eine geringe Kolonisationsrate vorhanden, können auch vergleichsweise nur wenig Arbuskel ausgebildet sein, womit die Austauschfläche zwischen den Symbiosepartnern zwangsläufig kleiner ist. Infolgedessen ist es wahrscheinlich, dass auch die Austausch-Aktivität der Symbionten niedriger ist. Dies bedeutet gleichwohl nicht, dass eine weit ausgebreitete Kolonisation nicht auch zwischenzeitlich ohne starke Austausch-Aktivität der Symbionten vorhanden sein kann. Hingegen besitzen Arbuskel eine Funktionstüchtigkeit von nur wenigen Tagen (STRACK et al. 2001, WERNER 1987), so dass das Vorhandensein zahlreicher Arbuskel in der Regel auf eine aktive Phase der Symbiose hindeutet. Bei den durchgeführten Untersuchungen zur Angabe der Mykorrhizierungsgrade wurde nur beim Vorhandensein von Arbuskeln ein positives Ergebnis zur Mykorrhizierung der jeweiligen Wurzelabschnitte dokumentiert.

Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass die Besiedelung der Wurzeln mit Mykorrhizapilzen einer starken Saisonalität unterworfen ist (BOHRER et al. 2004). Typischerweise korreliert ein höherer Grad der Kolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen mit den Abschnitten des pflanzlichen Lebenszyklus, die eine zusätzliche Phosphatversorgung erfordern, wie der Bildung neuer Wurzeln, Blüte und Fruchtbildung, aktivem Wachstum und Samenbildung (BOHRER et al. 2004). Durch die Wahl der Probennahmezeitpunkte im August, September, Oktober und November wurden Monate mit erfahrungsgemäßer Aktivität der Mykorrhiza ausgewählt. So



konnten in den Proben stets sowohl Arbuskel als auch zahlreiche Vesikel dokumentiert werden, woraus auf eine aktive Symbiose geschlossen wird.

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass Pflanzen mit einem hohen Mykorrhizierungsgrad des Wurzelballens eine effektivere Symbiose ausgebildet haben, als solche, bei denen nur wenige Anteile der Wurzeln mykorrhiziert waren. Je höher die Besiedelungsdichte, desto mehr Austauschfläche (über die Arbuskel) ist zwischen Pilz und Pflanze vorhanden und desto mehr Stoffaustausch ist möglich. Außerdem führt eine weitläufige Besiedelung des Wurzelwerkes zur Bildung zahlreicher neuer Sporen an verschiedenen Stellen im Boden, die wiederum erfolgreich neu gebildete Wurzeln besiedeln können.

Nicht zuletzt wird der Mykorrhizierungsgrad von verschiedenen biotischen und abiotischen Parametern beeinflusst, wie unter anderem auch dem pH-Wert des Bodens. Vor allem aber besteht eine enge Korrelation mit dem Nährstoffgehalt von Böden und der Kolonisationsrate von Wurzeln (SMITH & READ 1997). Das Angebot an Phosphat steuert maßgeblich die Mykorrhizierung von Pflanzen. NADIAN und Mitarbeiter (1996) stellten oberhalb von Phosphatgehalten von 35 mg/kg Boden eine Abnahme der Mykorrhizierungsgrade an *Trifolium subterraneum* fest. Unterhalb dieser Grenze bildeten mykorrhizierte Pflanzen mehr oberirdische Biomasse als nicht-mykorrhizierte. Pflanzen mit einer Mykorrhiza sind bei niedrigem Phosphatangebot also im Vorteil. Das verwendete Substratgemisch bestand außerdem zu mehr als 90% aus Sand, so dass davon ausgegangen werden kann, dass niedrige Nährstoffgehalte im Boden vorhanden waren. Der Phosphatgehalt des Substrates kann für den Versuchszeitraum nicht exakt angegeben werden, die Versuchspflanzen mussten in den recht kleinen Versuchstöpfen aber regelmäßig gedüngt werden, da sonst sofort Chlorosen auftraten. Ein Umstand, der auf sehr niedrige Nährstoffgehalte hinweist, welche die Ausbildung einer Mykorrhizierung förderten und Vorteile der Mykorrhizierung deutlich werden lassen.

Die gewählte Methode zur quantitativen Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade von Wurzelproben mittels einer **Schätzung** erwies sich als zuverlässig im Vergleich mit der zeitaufwendigeren Auszählung nach der Gridline- Intersect- Methode. Abweichungen in den Ergebnissen der Schätzung gegenüber der Auszählung betragen im Durchschnitt nur 3 % und wichen maximal um 12 % vom Zählergebnis ab. Die Zeitersparnis der Schätzung bedingte zudem die Möglichkeit, eine viel größere Anzahl an Proben zu untersuchen. Hierdurch verringerte sich wiederum der Standardfehler, welcher für die Methode der visuellen Schätzung laut GIOVANETTI & MOSSE (1980) bei 1-2 Proben nur +/- 4 % beträgt. Eine weitere Relation der möglichen Fehler bei der Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade wurde durch die Einteilung der Ergebnisse in Klassen und die damit verbundene Zusammenfassung erreicht. Fehlentscheidungen fielen so nur noch an den Rändern der Klassen ins Gewicht. Bei der Durchführung der Schätzung wurden deshalb Proben, deren Mykorrhizierungsgrade an den Grenzen der Klassen lagen, wiederholt untersucht.

Neben der korrekten quantitativen Bestimmung der mykorrhizierten Anteile in den genommenen Wurzelproben ist eine weitere Voraussetzung für die möglichst realistische Wiedergabe der Mykorrhizierungsgrade das Vorliegen einer **repräsentativen Probe** vom gesamten Wurzelballen. Der hieraus entstehenden Fehlerquelle wurde durch eine größtmögliche zufällige Verteilung der Probennahmestellen über den Wurzelballen entgegengewirkt. Eine Überprüfung des Verfahrens wäre allerdings nur durch die aufwendige Auswertung mehrerer kompletter Wurzelwerke möglich gewesen und konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden.

Aus den dargestellten Zusammenhängen wird geschlossen, dass die ermittelten Mykorrhizierungsgrade so näherungsweise ein Maß für eine effektive und aktive Symbiose an der Pflanzenwurzel sind.

### 4.1.3 Dotierung, Analytik und Auswertung der MKW und PAK

Bei der Aufbereitung von Bodenproben für die Analyse von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) liegen zahlreiche mögliche Quellen für **Verunreinigungen** und Verschleppungen vor, welche die Messergebnisse stark beeinflussen können. Die Analyse von Kohlenwasserstoffen wird vor allem durch Fette gestört, welche einerseits in Bodenproben natürlicherweise vorhanden sind, andererseits schnell durch körpereigene Fette an Laborgefäßen, Handschuhen, Pipetten usw. in die Proben eingetragen werden. Jeder Kontakt der Probe mit Plastikmaterialien kann außerdem zur Abgabe von Weichmachern und sonstigen Bestandteilen führen und sich im Messergebnis niederschlagen. Auch bei sorgfältigster Vorbereitung durch Ausglühen aller Glasgefäße, Tragen von sauberen Handschuhen und Vermeiden von Kontakt mit Plastik, kann nicht verhindert werden, dass so die empfindliche Analytik der Gaschromatographie hohe Hintergrundgehalte misst. Offenbar führten solche Verunreinigungen zu den Messwerten der untersuchten „Blindproben“ (Gemisch der zur Extraktion verwendeten Lösemittel, siehe Anhang Tab. XIII). Da die ausgewerteten Daten erst zwei Jahre nach Abschluss der Experimente zur Verfügung standen, war es nicht mehr möglich, auf diese Ergebnisse entsprechend zu reagieren. Zudem waren wiederum nicht in allen untersuchten Proben die gleichen MWK wie in den Blindproben detektierbar (vgl. Ergebnisse im Anhang Tab. XIII mit Tab. VI–VIII). In einem belebten Boden sind vor allem aber mit Mikroorganismen, Wurzelresten etc. natürlicherweise zahlreiche Kohlenwasserstoffe vorhanden, die bei der Extraktion und der anschließenden Analytik mit erfasst werden und den sogenannten „Matrixeffekt“ (siehe unten) darstellen (LAGA 2008).

Die **dotierten Mengen** an MKW und PAK wurden im Rahmen des begleiteten Projektes nach Auswertung von Literaturangaben zur Schadstoffbelastung in Oberflächenabwässern für Mineralölkohlenwasserstoffe bereits auf 50 mg/kg Einzelsubstanz aufgerundet. Der dotierte Ausgangsgehalt ist damit für die Analyse von MKW in Bodenproben allerdings immer noch sehr niedrig. Für die angewandte Methode der MKW-Extraktion mit Aceton/Heptan wird nach LAGA (2008) von einer unteren Anwendungsgrenze bei 100 mg MKW/kg Boden ausgegangen. Die berechnete Bestimmungsgrenze (DIN 32645 1994) der gewählten Methode liegt zwar mit ca. 3 mg/kg weit darunter, wird aber durch Stör- und Begleitkomponenten in der realen Bodenprobe auf die untere Anwendungsgrenze der jeweiligen Methode angehoben. Diese Matrixeffekte zeigten in den durchgeführten Analysen eine sehr große Spannweite. So wurde die gesamte Auswertung durch die Tatsache erschwert, dass Messwerte von Kontrollböden in Einzelfällen höhere MKW-Gehalte als dotierte Proben zeigten (vgl. Anhang Tab. IV Proben (5)1, (5)4 und (6)1). Das bedeutet, die Menge an dotierten MKW war zu niedrig um am Ende des Experimentes klar von Hintergrundgehalten der nicht-dotierten Proben unterschieden zu werden. Zur Ermittlung der Reinigungsleistung in den Lysimeterexperimenten des begleiteten Projektes war die gewählte Dotierung ausreichend, da hier das Hauptaugenmerk auf den MKW- und PAK-Konzentrationen in den Eluaten der Lysimeter lag. Hinweise auf Abbauvorgänge im Boden wären vermutlich mit höheren Gehalten an MKW (beispielsweise der 20-fachen Menge) deutlicher zu erhalten gewesen, da evtl. auch nach einem teilweisen Abbau die Reste der dotierten Substanzen noch vom Hintergrundgehalt der Probe zu unterscheiden gewesen wären. Damit hätte sich die Dotierungsmenge allerdings auf Mengen erhöht, die für eine Belastung von Bodenfiltern mit MKW und PAK im normalen Betrieb unrealistisch hoch angesiedelt wäre.

Die Interpretation der Messergebnisse wurde durch die Tatsache erschwert, dass unmittelbar nach der Dotierung keine **Wiederfindungsrate** der MKW und PAK im Dotiersand bestimmt

wurde. Da die Einwaschung der dotierten Substanzen in das Substrat Teil des Versuchsaufbaus waren, wäre eine zuverlässige Angabe der Wiederfindungsrate in den Versuchstöpfen durch die Methode der Substratdotierung mit der Aufbringung von Dotiersand nur bedingt möglich gewesen. Deshalb wurde die Abnahme von Alkanen in den Rückstellproben mit der Abreicherung der Substanzen in den Bodenproben der Versuchstöpfe zur Abschätzung eines Abbaus von Mineralölkohlenwasserstoffen verglichen. Ob tatsächlich ein Abbau der Alkane stattgefunden hat oder die dotierten Substanzen im Substrat der Töpfe an Kompostbestandteile gebunden wurden und sich der Extraktion entzogen, kann nicht differenziert werden.

In dem durchgeführten Experiment sollte beispielhaft die Abnahme der als **Stellvertreter** für andere langkettige, kurzkettige und leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe und PAK dotierten Substanzen nachgewiesen werden. Die MKW und PAK zur Dotierung wurden im Projekt „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversicherungsmaßnahmen“ (DOBNER & HOLTHUIS 2007) vor dem Hintergrund von Lysimeterexperimenten im Freiland ausgewählt, weshalb bewusst auf sehr giftige oder stark umweltschädliche Vertreter verzichtet wurde. Hierbei muss nun bedacht werden, dass zwar vom Verhalten eines Stoffes Abschätzungen zum Verhalten anderer Substanzen der Stoffgruppe gemacht werden können, Verallgemeinerungen jedoch unzulässig und verlässliche Rückschlüsse nicht möglich sind. Gerade bei Stoffen, die für Organismen toxisch oder umweltschädlich sind, bleiben so die Seitenwirkungen unberücksichtigt. Außerdem sind anhand der durchgeführten Experimente angesichts der stark variierenden Auswertungsergebnisse der dotierten Einzelsubstanzen in den verschiedenen Versuchsansätzen nun keine sicheren Rückschlüsse auf das Abbauverhalten von langkettigen, kurzkettigen, leichtflüchtigen und polyzyklisch-aromatischen Kohlenwasserstoffen abzuleiten.

#### 4.1.4 Extraktion und Auswahl der Schwermetalle

##### 4.1.4.1 Extraktion von Kupfer aus Bodenproben

Das in Böden vorliegende Kupfer wird in verschiedene Fraktionen eingeteilt, die sich in ihrer Bindungsart und damit Verfügbarkeit unterscheiden. Mit der gewählten Methode zur Extraktion von Schwermetallen mittels Na-EDTA wurde mobiles und reversibel gebundenes Kupfer aus dem Boden extrahiert. Die gemessenen Kupfergehalte umfassen also die pflanzenverfügbare Fraktion und austauschbares Kupfer sowie komplexe Verbindungen mit organischen Substanzen (siehe Tabelle 42). HORNBURG & BRÜMMER (1993) bezeichnen diesen Anteil im EDTA-Extrakt als die „lösliche plus insgesamt nachlieferbare Fraktion“ des Kupfers.

Eine Okklusion von Kupfer an kristalline Eisenoxide im eingesetzten Substrat ist während des Versuchszeitraumes auszuschließen. Sie findet in „geologischen Zeiträumen“ bei Wachstum oder Verwitterung von Kristallen statt (LEWANDOWSKI 1997). Bilanzierungslücken im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen können also nicht durch die Festlegung von Kupfer in der Bodenmatrix entstanden sein. Es muss ergo davon ausgegangen werden, dass im Boden und Sickerwasser nicht wiedergefundenes Kupfer in lebende organische Substanz wie Pflanzenwurzeln, Pilzhyphen, Makro- und Mikro-Bodenlebewesen aufgenommen wurde. Da kein Aufschluss dieser Materialien vorgenommen wurde, entzieht sich dieser Anteil der gewählten Untersuchungsmethode. Mit den gemessenen Kupfergehalten wurde so der Einfluss von Flora und Fauna getrennt von den Auswirkungen der physikalischen Bodenprozesse dargestellt. Die Bedeutung der Mykorrhiza für die Aufnahme von Kupfer in pilzliche oder pflanzliche Biomasse konnte so im Vergleich mit Varianten ohne Mykorrhiza betrachtet werden.

Tabelle 42: Übersicht der Kupferfraktionen in Böden und ihre Bindungsarten. Informationen aus LEWANDOWSKI et al. (1997) und ALLOWAY (1999).

Schwermetall-Fraktionen (nach LEWANDOWSKI)	Eigenschaften der Schwermetalle (nach LEWANDOWSKI)	Schwermetall-Reservoirs (nach ALLOWAY)
mobile Fraktion	wasserlöslich, in leichtlöslichen org. Komplexen und schwach adsorbiert, <b>pflanzenverfügbar, verlagerbar</b>	löslich: anorg. und org. Komplexe in der Bodenlösung
leicht nachlieferbare Fraktion	adsorbiert, oberflächennah okkludiert, carbonatisch gebunden, in metall-org. Komplexen geringer Bindungsstärke <b>in kurzer Zeit mobilisierbar</b>	austauschbares Kupfer stabile org. Komplexe im Humus
in Mn-Oxiden okkludierte Fraktion	(in Manganoxide okkludiert) <b>bei Milieuveränderungen teilweise mobilisierbar</b>	durch Mn-, Fe-, und Al- an Oxidhydrate adsorbiert
organisch gebundene Fraktion	(organisch gebunden) <b>bei Milieuveränderungen teilweise mobilisierbar</b> mit NH <sub>4</sub> -EDTA extrahierbar	durch kolloidale Ton-Humus-Komplexe adsorbiert
in schlecht kristallinen Eisenoxiden okkludiert	<b>„fest festgelegt“</b>	im Kristallgitter der Bodenminerale gebunden
in gut kristallinen Eisenoxiden okkludiert	<b>„fest festgelegt“</b>	
Residualfraktion	<b>„fest festgelegt“</b>	

Unabhängig von der gewählten Extraktionsmethode bestand bei dem durchgeführten Experiment aber eine mögliche Bilanzierungslücke, weil die Kiesschicht an der Säulenbasis nicht auf ihre Kupfergehalte hin untersucht wurde. Ebenso wurden die Innenwände der Versuchssäulen nicht berücksichtigt. Mit einer nennenswerten Adsorption der Schwermetalle an diese Matrices wurde nicht gerechnet.

Die gewählte Extraktionsmethode war also nicht geeignet, die durch Bodenlebewesen veränderten physikalischen Bodeneigenschaften und die damit einhergehenden Änderungen im Bindungsverhalten von Kupfer zu erfassen. Hierfür, und zur detaillierteren Untersuchung der Aufnahme und Adsorption von Kupfer in und an Pflanzenwurzeln und Pilzhyphen oder an Glomalin (siehe Kap. 4.7.2) wäre eine sequenzielle Extraktion geeignet, mit welcher der pflanzenverfügbare Anteil des jeweiligen Schwermetalls im Boden bestimmt wird. Derart gemessene Kupfergehalte der Bodenproben hätten einen guten Beitrag zu den Ergebnissen der Untersuchungen geliefert, waren aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes für eine sequenzielle Extraktion im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht durchführbar.

#### 4.1.4.2 Auswahl der Schwermetalle

Die Auswahl von Kupfer und Zink als Beispielsubstanzen einer Belastung von bepflanzten Bodenfiltern mit Schwermetallen hat sich für die Beantwortung der Fragestellung als nicht optimal herausgestellt. Sie boten zwar eine praktische Kombination von Stoffen, weil beide durch ihre gleiche Ladung (Cu<sup>2+</sup> und Zn<sup>2+</sup>) mit Na-EDTA extrahierbar sind, wobei Na<sup>2+</sup> als Austauschion fungiert. Die Messung von Zink in Boden und Sickerwasser konnte aus zeitlichen Gründen allerdings nicht durchgeführt werden.

Kupfer ist als Beispielsubstanz für eine Verlagerung von Schwermetallen eher ungeeignet. Trotz seiner Wasserlöslichkeit ist Kupfer im Boden recht immobil, da es schnell an Bodenpartikel gebunden und mit dem (Regen)Wasser kaum ausgewaschen wird (MENGEL 1991). Die Auswaschung von Zink ist größer als die von Kupfer und bei pH 5–7 (Ackerböden) um das 2- bis 4-fache höher (SCHEFFER 2002), doch ist die Verfügbarkeit von Zink in neutralen bis alkalischen

Böden im Vergleich zu anderen Schwermetallen noch immer recht gering (MENGEL 1991). Ergänzend wären deshalb Ergebnisse von Untersuchungen mit einem sehr mobilen Schwermetall wie z.B. Cadmium für die Beurteilung der Prozesse in bepflanzten Bodenfiltern wichtig gewesen.

Beide dotierte Schwermetalle sind essentielle Nährelemente und werden deshalb stets von Pflanzen, Pilzen und Mikroorganismen aufgenommen. Ging man früher davon aus, dass beide Schwermetalle ein gleiches Aufnahmeverhalten in Pflanzen zeigen, um Translokatoren in pflanzlichen Membranen konkurrieren (ALLOWAY 1999, MENGEL 1991) und sich dadurch gegenseitig im Aufnahmeverhalten beeinflussen, nimmt man mittlerweile an, dass für Kupfer spezifische Transporter synthetisiert werden (CLEMENS 2001). Die Sorption nicht-essentieller Schwermetalle in bepflanzten Bodenfiltern wird aber von der essentieller Schwermetalle abweichen. Eine verallgemeinernde Beurteilung des Verhaltens von Schwermetallen in bepflanzten Bodenfilteranlagen kann auf Grundlage der Kupfer-Messwerte nicht stattfinden.

Da besonders essentielles Kupfer in gelöster Form schon bei niedrigen Konzentrationen ein sehr toxisches Element für Mikroorganismen darstellt (LEWANDOWSKI 1997), liefern die erhaltenen Ergebnisse aber wichtige Erkenntnisse über die schädlichen Auswirkungen von Schwermetallen in bepflanzten Bodenfiltern.

## 4.2 Eignung der ausgewählten Feuchtgebietspflanzen

Wie die Ergebnisse des Vorversuchs zeigten, ließen sich alle sechs ausgewählten Vertreter der Feuchtgebietspflanzen mit dem leicht anwendbaren Inokulat der Firma INOQ mykorrhizieren.

Die Art *Acorus calamus* wird zwar durchaus als Mykorrhiza-Pflanze gelistet (WANG & QIU 2006), aber keine der im Großhandel erworbenen Stauden war bereits vor Versuchsbeginn mykorrhiziert, wie es bei allen anderen getesteten Arten der Fall war. Nach drei Versuchsmonaten war das Wurzelwerk von Kalmus recht stark (zu durchschnittlich 23 %) mykorrhiziert. Offenbar boten die Versuchsbedingungen im Sandboden eine suboptimale Versorgung mit Nährstoffen und Wasser für den sonst an Grabenrändern in nährstoffreichem Boden wachsenden Kalmus und förderten damit die Mykorrhizierung der Pflanze. Aufgrund seines nur langsamen Wachstums und der Ausbildung wenig verzweigter Wurzeln würde das Wurzelwerk von Kalmus nur eine untergeordnete Rolle für die Durchwurzelung von bepflanzten Bodenfiltern spielen. In Untersuchungen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ wurde *Acorus calamus* aber als schadstofftolerant beurteilt (DOBNER & HOLTHUIS 2007), was den Einsatz von Kalmus befürwortet. Zur Erweiterung des Artenspektrums und zur Unterstützung der Diversität in Pflanzenfilteranlagen mit einer Mykorrhiza ist *Acorus calamus* erfolgversprechend.

Die getesteten Erlen (*Alnus glutinosa*) besaßen sehr niedrige Kolonisationsraten mit arbuskulären Mykorrhizapilzen, welche eventuell auf eine bereits bestehende Symbiose mit anderen Mikroorganismen zurückzuführen sind. Vertreter der Phanerophyten (Bäume) sind in den gemäßigten Breiten eher mit ektotropher Mykorrhiza assoziiert. Einige Arten bilden jedoch arbuskuläre Mykorrhizen aus, oft bei gleichzeitiger Besiedelung mit ektotropher Mykorrhiza (SMITH & READ 1997). *Alnus glutinosa* geht neben arbuskulärer Mykorrhiza auch eine Symbiose mit stickstofffixierenden Bakterien der Gattung *Frankia* ein, die sogenannte Aktinorrhiza-Symbiose. Eine gleichzeitige Besiedelung von Pflanzen mit N-fixierenden Symbionten und Mykorrhizapilzen ist synergistischer Natur (KHAN 2006, OLIVEIRA et al. 2005, SMITH & READ 1997) und fördert in der Regel das Pflanzenwachstum. Die Auswirkungen der zeitgleichen Besiedelung mit *Frankia* speziell auf die Mykorrhizierungsgrade ist hingegen nicht eindeutig: OLIVEIRA und Mitarbeiter (2005) stellten keine Unterschiede zwischen Mykorrhizierungsgraden

bei An- oder Abwesenheit von *Frankia* in ihren Experimenten mit *Alnus glutinosa* fest. TIAN und Mitarbeiter (2002) fanden bei gleichzeitiger Besiedelung von *Hippophae tibetana* mit *Frankia* und *Glomus* etwas höhere Mykorrhiza-Kolonisationsraten, wohingegen VASANTHAKRISHNA und Mitarbeiter (1994) in ihren Experimenten mit *Casuarina equisetifolia* und *Glomus fasciculatum* deutlich niedrigere Mykorrhizierungsgrade bei gleichzeitigem Vorkommen beider Symbionten dokumentierten. An den im Vorversuch untersuchten Erlen wurden stets die typischen Wurzelknöllchen der Aktinorrhiza gefunden, die bereits bestehende Symbiose könnte also ein Grund für die erstaunlich niedrigen Mykorrhizierungsgrade nach Anwendung des Mykorrhizapilz-Inokulates sein. Darüber hinaus ist nicht auszuschließen, dass höhere Besiedelungsgrade aufgrund methodischer Probleme nicht erkannt werden konnten: Gute Kontraste der Wurzelfärbung bei *Alnus glutinosa* waren schwierig zu erreichen, weil eine starke Hintergrundfärbung auftrat und neu gebildete Wurzeln recht dick und schlecht aufzubereiten waren.

Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) erwies sich im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten gegenüber der gewählten Dotierungsmenge als nicht schadstofftolerant, so dass mit dieser Pflanzenart keine weiteren Untersuchungen vorgenommen wurden. Die Vitalität der Art wurde während des Experimentes aber auch durch einen starken Befall von Spinnmilben zusätzlich belastet. Mädesüß verbreitet sich laut Auskunft von Dr. Ing. Heinrich („Heinrich beratende Ingenieure“ Umweltschutztechnik Ingenieurgesellschaft mbH, Hamburg, mündlich 2005) stark auf bestehenden Pflanzenfilteranlagen in Deutschland und wurde deshalb in die Versuche im Rahmen dieser Arbeit einbezogen. Die aufwendigere Aufbereitung der Wurzelproben zur Bestimmung des Mykorrhizierungsgrades bei Mädesüß schloss allerdings die weitere Verwendung der Art zu Forschungszwecken in dieser Arbeit aus. Für den Praxiseinsatz in bepflanzten Bodenfiltern wird Mädesüß trotzdem als geeignet eingestuft, da Mädesüß ein kräftiges Wurzelwerk bildet und nicht anzunehmen ist, dass die in den Versuchen dotierte 5-Jahresfracht an Schadstoffen unter natürlichen Bedingungen auf einmal auf die Pflanzen einwirkt.

In den vorgenommenen Experimenten im Gewächshaus wurden mit bis zu 50 % deutlich höhere Mykorrhizierungsgrade bei *Phragmites australis* dokumentiert, als in Freilanduntersuchungen der Art von DOLINAR & GABERSCIK (2010) mit 1–5 % beschrieben worden. Die Autorinnen stellten in nicht-überfluteten Böden bei recht niedrigem Phosphatangebot einen deutlichen Anstieg der Kolonisation von Schilf im September fest, und bestätigen damit die eigenen Ergebnisse: Die Mykorrhizierungsgrade von *Phragmites australis* waren bei der Probennahme nach 6 Versuchswochen im September am höchsten. Im Vergleich mit anderen Arten ist die Kolonisationsrate von Schilf hingegen als niedrig einzustufen, auch OLIVEIRA und Mitarbeiter (2001) dokumentierten nur Mykorrhizierungsgrade von weniger als 5 % bei *Phragmites australis* im Freiland und bei Gewächshausexperimenten.

Schilf zeigte eine gute Schadstoffverträglichkeit in den Untersuchungen, die es zum Einsatz in schadstoffbelasteten Systemen befähigt. Die Art wies aber ungünstige Eigenschaften für die Wurzeluntersuchungen auf: Die Anfärbung der Mykorrhiza war mit Schwierigkeiten verbunden, weil es durch eine starke Hintergrundfärbung der Wurzeln zu kontrastarmen Ergebnissen kam, so dass mit Schilf keine weiteren Experimente durchgeführt wurden. Schilf ist die bisher am häufigsten eingesetzte Art in Pflanzenkläranlagen und bepflanzten Bodenfiltern und wird auch zur Klärschlammvererdung eingesetzt (WISSING & HOFMANN 2002). Mit Schilf besteht deshalb jahrelange Erfahrung in der Praxis und auch zur Anwendung von mykorrhizierten Pflanzen auf Bodenfiltern ist die Art als tauglich einzustufen, wenngleich die niedrigen Mykorrhizierungsgrade darauf hinweisen, dass eine Mykorrhiza für die Pflanzen eine nachgeordnete Bedeutung hat. Zudem muss die Dominanz der Art gegenüber anderen Pflanzen bei der Planung berücksichtigt

werden, denn ohne entsprechende Maßnahmen wird *Phragmites australis* andere Arten im Laufe der Zeit verdrängen und die Diversität der Bepflanzung stark einschränken.

Sowohl *Eupatorium cannabinum* als auch *Lythrum salicaria* eignen sich aufgrund ihrer hohen Mykorrhizierungsgrade sehr gut zur Bepflanzung eines Filters mit mykorrhizierten Pflanzen. STEVENS & PETERSON (1996) stellten Mykorrhizierungsgrade von über 25–50 % an Blutweiderich fest, auch in den eigenen Experimenten lag der Anteil der Besiedelung durchschnittlich zwischen Klasse 2 und 3 (entspricht 5–50 %). Die Schadstofftoleranz beider Arten war in den Untersuchungen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ bereits nachgewiesen worden. Für weitere Experimente wurde Blutweiderich aufgrund seiner guten Eigenschaften zur Anfärbung der Wurzeln ausgewählt.

Der Einsatz einer **Kombination** von verschiedenen Feuchtgebietspflanzen in einem Bodenfilter gegenüber der herkömmlichen Bepflanzung mit Schilf fördert durch seine Artendiversität auch die Diversität der Bodenlebewesen und schafft so vielfältige Voraussetzungen für Abbau- und Retentionsprozesse im Filtersubstrat. Um die positiven Einflüsse der Mykorrhiza auf die Filtereigenschaften zu nutzen, sind von den getesteten Pflanzen vor allem *Eupatorium cannabinum* und *Lythrum salicaria* aufgrund ihrer guten Mykorrhizierung zu empfehlen. Aber auch weniger stark kolonisierte Arten wie *Acorus calamus*, die dafür eine sehr gute Schadstoffverträglichkeit aufweisen tragen wesentlich zu einem stabilen Ökosystem bei, da sie die obligat symbiontischen arbuskulären Mykorrhizapilze im Substrat erhalten können, sollten andere Pflanzen durch einen Schadstoffeintrag geschädigt werden. Insgesamt wird bei einer artenreichen Bepflanzung eines Bodenfilters eine stabilere Vegetation erreicht, die durch die verschiedenen Anpassungen der einzelnen Arten in der Lage ist, den unterschiedlichen und auch wechselnden abiotischen Bedingungen eines Bodenfilters erfolgreich standzuhalten.

Um praxisnahe Ergebnisse zum Einsatz mykorrhizierter Pflanzen zu erzeugen, wurde in der vorliegenden Arbeit die Inokulation der Versuchspflanzen mit „Inoq- Spezial“ vorgenommen. So bestand die Mykorrhizierung der verschiedenen Pflanzen aus einer Kombination von drei Vertretern der Gattung *Glomus* (*G. intraradices*, *G. etunicatum*, *G. claroideum*). Die Pilze der Gattung *Glomus* sind in der Lage, eine große Anzahl an Pflanzenarten als geeignete Symbionten zu besiedeln. Die Ausbildung einer Mykorrhiza mit dem Inokulations-Präparat wurde dementsprechend bei allen untersuchten Arten erreicht und kann zur Anwendung in der Praxis empfohlen werden. Zwar können Pflanzen von verschiedenen Pilzpartnern mykorrhiziert werden und eine Pflanzenart wird oft von mehreren arbuskulären Mykorrhizapilzen gleichzeitig besiedelt, doch ist bei einer Mykorrhiza auch die Kombination der beiden Symbiosepartner von großer Bedeutung. Eine geeignete Zusammenstellung von Arten kann gewünschte Effekte fördern oder ungewünschte unterdrücken (z.B. die Aufnahme von Schwermetallen in die Pflanzen fördern oder verhindern, ANDRADE et al. 2005). So führen Spezialisierungen und Anpassungen des Pilzes zu verschiedenen Eigenschaften oder Effekten in der Symbiose. Beispielsweise zeigen metalltolerante Isolate von arbuskulären Mykorrhizapilzen (adaptiert an Böden mit hohen Schwermetallgehalten) in der Symbiose eine erhöhte Bindungskapazität von Schwermetallen (JONER et al. 2000).

Es ist denkbar, dass die Vorteile einer artenreichen Bepflanzung durch den Einsatz vorteilhaft ausgewählter Mykorrhizapilzpartner weiter verstärkt werden. Hierzu wären weitere Forschungsarbeiten notwendig.

### 4.3 Mykorrhizierung von Feuchtgebietspflanzen in Bodenfiltern

Eine Voraussetzung für die Nutzung der positiven Effekte einer Mykorrhiza in Bodenfiltern ist die Ausbildung einer stabilen Symbiose. Wann die Kolonisation der Wurzeln den höchsten Grad erreicht hat und ob dieser Vorgang in verschiedenen Stadien durch Schadstoffe verlangsamt oder gar unterdrückt wird, wurde im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten untersucht.

#### 4.3.1 Dauer des Mykorrhizierungsvorganges von Feuchtgebietspflanzen

Im Regelfall wird ein Bodenfilter nach dem Bau und dem Setzen der Pflanzen sofort beschickt. Seine optimale Reinigungsleistung wird nach guter Durchwurzelung des Bodens und Etablierung der Mikroorganismen indes erst nach einigen Wochen erreicht. Man geht davon aus, dass bei Anwesenheit von Mykorrhizapilzen im Boden ein Zeitraum von sechs Wochen zur Ausbildung einer Mykorrhiza ausreichend ist. Ob dies beim Einsatz in einem bepflanzten Bodenfilter auch gilt, wurde an verschiedenen **Mykorrhizierungszeiten** (der Zeit zwischen Inokulation und Probennahme) untersucht.

Bei der Auswertung der Ergebnisse stellte sich dagegen heraus, dass der bloße Zeitraum zur Ausbildung der Mykorrhiza nicht ausschlaggebend für die Höhe der Mykorrhizierungsgrade war, sondern vor allem der Zeitpunkt der Probennahme eine entscheidende Rolle spielte. Mit den verschiedenen Probennahmezeitpunkten wurde versucht, den Verlauf der Mykorrhizierung als Trend zu erfassen. Erwartet wurden eventuell ansteigende Mykorrhizierungsgrade oder Verzögerungen in der Besiedelung durch die dotierten Schadstoffe. Die drei Erntezeitpunkte nach 3, 6 und 12 Versuchswochen reichten jedoch nicht aus, um solche Trends aufzuzeigen. Die Mykorrhizierungsrate von Wurzeln ist einer saisonalen Schwankung unterworfen (BOHRER et al. 2004, WERNER 1987), deren Intensität gleichwohl artspezifisch ist und von Umgebungsbedingungen beeinflusst wird. In den durchgeführten Experimenten wurde zu allen Untersuchungszeitpunkten eine Mykorrhiza dokumentiert. Bei Blutweiderich traten verhältnismäßig starke Schwankungen auf, welche die Vergleiche von Mykorrhizierungsgraden an unterschiedlichen Probennahmezeitpunkten nicht sinnvoll erscheinen lässt.

Erschwert werden Angaben der Mykorrhizierungszeit also durch die saisonal bedingten Schwankungen der Mykorrhiza. Die Zeiträume sind nicht nur spezifisch für die jeweilige Pflanzenart, sondern ebenso für die Umgebungsbedingungen und vermutlich auch den Pilz-Symbiosepartner. Die Dauer der Mykorrhizierungszeit ist selten Untersuchungsgegenstand und bei Experimenten über sehr lange Zeiträume (mehrere Monate) sicherlich von nachgeordneter Bedeutung. Für Untersuchungen in kurzen Zeiträumen hingegen wäre die Kenntnis der Ausbildungszeit einer Mykorrhiza und ihrer saisonalen Schwankungen zur Bewertung von Ergebnissen entscheidend.

#### 4.3.2 Auswirkung des Etablierungszeitraumes auf Mykorrhizierungsgrade

Um festzustellen, zu welchem Zeitpunkt in der Etablierung einer Mykorrhiza die Belastung mit Schadstoffen einen entscheidenden Einfluss auf die Mykorrhizierungsgrade und damit auf die Symbiose hat, wurden verschiedene **Etablierungszeiten** (der Zeitpunkt zwischen Inokulation und Dotierung) untersucht. Hieraus sollten Handlungsempfehlungen für den Einsatz von Inokulum beim Bau von bepflanzten Bodenfiltern abgeleitet werden.

Da nur Schwermetalle im Experiment negative Auswirkungen auf die Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich hatten, beeinflussten auch nur diese die Etablierungszeiten der Mykorrhiza.



Der Effekt der Schwermetalldotierung war zwar deutlich (vgl. Kap. 4.4.3), aber die saisonalen Schwankungen und damit der Einfluss der Probennahmezeitpunkte war größer. Bei *Lythrum salicaria* wurden jedoch Verringerungen der Mykorrhizierungsgrade festgestellt, wenn der Etablierungszeitraum weniger als 8 Wochen betrug. Vor Inbetriebnahme eines neu angelegten Bodenfilters wäre demzufolge eine Vorlaufzeit von zwei Monaten vor Schadstoffeintrag sinnvoll, damit eine stabile Mykorrhizierung die Pflanzen effektiv unterstützen kann.

Anhand der Mykorrhizierungsgrade von *Filipendula ulmaria* und *Phragmites australis* kann hingegen keine Etablierungszeit hergeleitet werden. Bei Mädesüß unterschieden sich die Mykorrhizierungsgrade der Kontrollen nicht von der dotierten Variante, was angesichts der schlechten Vitalität der Pflanzen unter der Schadstoffbelastung überrascht. Mädesüß bildet sehr kräftige, stark suberinisierte Wurzeln aus, welche einer Schädigung in den ersten drei Versuchswochen eventuell widerstanden haben, so dass keine Effekte auf die Mykorrhizierungsgrade sichtbar wurden. Nach 12 Versuchswochen waren alle dotierten Exemplare abgestorben, was einerseits auf eine langsame Wirkung der Schadstoffe hinweist, andererseits auch durch die zusätzlichen Schäden des Spinnmilbenbefalls hervorgerufen sein kann. Bei Schilf verdeckten starke Schwankungen der Werte mögliche Effekte der Etablierungszeit auf die Mykorrhizierungsgrade.

Ziel des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten war es, in Kombination mit den Angaben der nötigen Etablierungszeit unter Schadstoffeinfluss (siehe Kap. 4.3.2) Aussagen zu treffen, nach welcher Einfahrzeit eine neu errichtete Filteranlage mit den Vorteilen einer Mykorrhizierung in Betrieb genommen werden kann. Die Angabe von Zeiten kann dabei nur unter Vorbehalt erfolgen, da die Einhaltung von Mykorrhizierungszeit und Etablierungszeit allein nicht ausreichen, um eine effektive Mykorrhizierung zu gewährleisten. Kenntnisse über weitere Parameter wie z.B. Nährstoffgehalte sind zur Beurteilung nötig. Die Tatsache, dass die untersuchten Arten unter den experimentellen Bedingungen erst nach 9 bis 15 Wochen statt der oft veranschlagten 6 Wochen eine stabile Symbiose ausbildeten und Blutweiderich eine Störung der Mykorrhizierung bei einer frühen Schadstoffbelastung in den ersten 8 Wochen zeigte, gibt jedoch Hinweise auf ein Zusammenspiel verschiedenster Faktoren.

### 4.3.3 Einfluss der Mykorrhizierung auf Vitalität und Schadstofftoleranz von Blutweiderich

Tendenziell ertrugen mykorrhizierte Pflanzen im Gegensatz zu nicht-mykorrhizierten Pflanzen die Dotierung mit Schadstoffen besser, soweit dies anhand der **Überlebensrate** beurteilt wird. Da allerdings nur wenige Vergleichspflanzen von *Lythrum salicaria* ohne Mykorrhiza im Zusammenhang mit einer anderen Fragestellung vorgesehen waren, sind nur wenige direkte Vergleiche von mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Pflanzen möglich. Eine letale Dosierung der zu untersuchenden Schadstoffe sollte durch Voruntersuchungen vermieden werden, hier erwies sich aber das Alter der Versuchspflanzen als ein entscheidenderer Faktor als ursprünglich angenommen.

Eine bessere Nährstoffversorgung und eine Erhöhung der Biomasse kann die Schadstofftoleranz mykorrhizierter Pflanzen erhöhen. Bei der Anzucht von Blutweiderich mit und ohne Mykorrhiza für das Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen fiel schon vor Versuchsbeginn auf, dass mykorrhizierte Exemplare im Durchschnitt größer und kräftiger wuchsen, was eine bessere Widerstandsfähigkeit gegen Schadstoffbelastungen erzeugen kann. Theoretisch kann durch eine Erhöhung der Biomasse die aufgenommene Menge an Schwermetallen in der Pflanze quasi „verdünnt“ werden und sich so die Belastung verringern (LEBEAU et

al. 2008). Bei hohen Gehalten dürfte dies allerdings kaum ein wirksamer Mechanismus sein, da eine Vergrößerung der Biomasse mit erheblichem energetischem Aufwand für die Pflanze verbunden und begrenzt ist.

Die Vitalität von Pflanzen ist metrisch oft nur über das Wachstum und damit die ober- oder unterirdische **Biomasse** zu bestimmen. In diesem Zusammenhang könnte versucht werden, die Frage nach der Effektivität der Symbiose durch die Korrelation von Mykorrhizierungsgraden mit Wachstum zu beantworten. Ein Literaturvergleich bringt hierzu aber keine Ergebnisse, da zwar Angaben zu Mykorrhizierungsgraden und Biomasse dokumentiert werden, die Bodenbedingungen aber nicht vergleichbar sind. Die Auswertung der Ergebnisse aus dem eigenen Experiment ergab keine signifikante Korrelation von Mykorrhizierungsgraden und Wurzel-trockengewichten. Allerdings wurde auch erwartet, dass mykorrhizierte Pflanzen eher niedrigere Wurzel-trockengewichte als nicht-mykorrhizierte Pflanzen vorweisen, da die Nährstoffaufnahme durch die Mykorrhiza verbessert wird und das Mycel die absorbierende Oberfläche vergrößert. Statt dessen ist im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen ein gegenteiliges Ergebnis vorhanden. Eine mögliche Erklärung hierfür wäre, dass mykorrhizierte Pflanzen insgesamt größer wurden und kräftiger wuchsen und somit auch höhere Wurzel-trockengewichte erreichten. Das Spross/Wurzel-Verhältnis („shoot:root-ratio“) ist in mykorrhizierten Pflanzen in der Regel erhöht, was bedeutet, dass anteilig mehr oberirdische Biomasse gebildet wird (MARSCHNER & DELL 1993). Die oberirdische Biomasse konnte im Experiment nicht bestimmt werden, es kann also durchaus möglich sein, dass diese noch erheblich größer als von nicht-mykorrhizierten Exemplaren ausfiel. Auch JONER & LEYVAL (2003) stellten bei Klee (*Trifolium repens*) deutlich höhere Wurzel-trockengewichte mit Mykorrhiza (*Glomus mosseae*) als ohne Mykorrhiza fest, was den eigenen Ergebnissen entspricht, Untersuchungen der Sprossbiomasse fehlen hier aber ebenfalls. (In weiteren Experimenten mit den gleichen Organismen fanden die Autoren höhere Sprosstrockengewichte mit Mykorrhiza (JONER et al. 2001), hier fehlt aber die Angabe der Wurzel-trockengewichte). FENG und Mitarbeiter (2002) dokumentierten höhere Trockengewichte von Wurzel und Spross bei Mykorrhizierung von Mais (*Zea mays*) mit *Glomus mosseae*. Es gibt jedoch ebenso zahlreiche Beispiele für eine niedrigere oder gleiche Wurzel- und/oder Sprossbiomasse in mykorrhizierten Pflanzen gegenüber nicht-mykorrhizierten (ANDRADE et al. 2005, CARVALHO et al. 2006, LIAO et al. 2003, TOLER et al. 2005, WEISSENHORN et al. 1995b, WEISSENHORN & LEYVAL 1995). Eine Ableitung zu einer verallgemeinernden Aussage ist unmöglich, da die Ergebnisse sich widersprechen und die verschiedenen Bodeneigenschaften, vor allem Nährstoff- und Schwermetallgehalte, in all diesen Untersuchungen nicht vergleichbar sind. Für Blutweiderich bestätigten STEVENS und Mitarbeiter (2002), dass Unterschiede in den Wurzelgewichten zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Pflanzen vor allem vom jeweiligen Phosphatangebot abhängig waren. Die Autoren dokumentierten Differenzen aber nur bei den höheren Phosphatgehalten und stellten dann niedrigere Wurzelgewichte in mykorrhizierten Pflanzen fest. Die Ergebnisse von STEVENS und Mitarbeitern (2002) widersprechen den Trends der Daten aus den eigenen Experimenten. Ohne Kenntnis der Phosphatgehalte der Böden aus den eigenen Versuchen kann ein genauer Vergleich der Ergebnisse allerdings nicht vorgenommen werden.

Die Ergebnisse der durchgeführten Experimente geben mit leicht erhöhter Überlebensrate und einer größeren unterirdischen Biomasse Hinweise auf eine Verbesserung der Vitalität von Blutweiderich in bepflanzte Bodenfiltern. Gerade in Pflanzenfiltern, in denen nur wenig Nährstoffe zur Verfügung stehen, stelle eine Mykorrhizierung eine wichtige Unterstützung für das Wachstum der Pflanzen dar.

## 4.4 Einfluss von Schadstoffen auf Mykorrhizierungsgrade und Vitalität der untersuchten Arten

### 4.4.1 Vorbemerkung

In den meisten publizierten Untersuchungen werden die Einflüsse von Schadstoffen mit Auswirkungen auf das Wurzel- Spross- Verhältnis oder die Trockengewichte (von Wurzel und Spross) beschrieben. Als Grundvoraussetzung für einen positiven Effekt auf die Biomasse muss eine Mykorrhiza aber zunächst einmal vorhanden sein. Die Untersuchungen zur Auswirkung von Schadstoffen in dieser Arbeit beziehen sich deshalb auf den Mykorrhizierungsgrad als ersten Untersuchungsgegenstand.

Eine Beeinflussung der Ergebnisse durch den Befall mit Läusen im Jahre 2006 und Mehltau im Jahre 2007 kann, besonders was die Vitalität der Pflanzen betrifft, nicht ausgeschlossen werden. Ob sich der Schädlingsbefall auf die Wurzelentwicklung und die Ausbildung der Mykorrhiza ausgewirkt hat, kann anhand der aufgenommenen Daten nicht beurteilt werden. Die Einflüsse von Schwermetall- und Salzdotierung auf die optische Vitalität (Vergilbung, Vertrocknen der Blätter) waren im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen durch den Befall mit Mehltau zeitweise schlecht zu unterscheiden.

### 4.4.2 Einfluss der dotierten Schadstoffe in Kombination

In Vorversuchen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ wurde durch Dotierung der 10-Jahresfracht an Schadstoffen (vgl. Kap. 2.5.7) die Mykorrhizierung und das Wachstum von Feuchtgebietspflanzen stark eingeschränkt. Im Vergleich zu Untersuchungen mit der 5-Jahresfracht, welche auch in den Experimenten dieser Arbeit zur Anwendung kam, wurden die Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* durch die höhere Dotierung der 10-Jahresfracht von 90 % auf 5 % gesenkt (HOLTHUIS et al. 2008).

Die gleichzeitige Dotierung mit allen Schadstoffen führte im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten bei *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis* und *Filipendula ulmaria* zu einer Reduzierung der Mykorrhizierungsgrade und einer eingeschränkten Vitalität, welche hauptsächlich auf die dotierten Schwermetalle (siehe Kap. 4.4.3) zurückzuführen war. Obwohl die Schadstoffgruppen „Herbizid“ und „MKW“ bei *Lythrum salicaria* selbst keine negativen Effekte hervorriefen, wurde die Schadwirkung der Schwermetalle durch die Kombination mit diesen Gruppen verstärkt. Eine mögliche Ursache hierfür könnten Wechselwirkungen der dotierten Substanzen untereinander sein. Ebenso ist nicht auszuschließen, dass durch die Schadwirkung der Schwermetalle die Versuchspflanzen anfälliger für die Wirkung der anderen dotierten Stoffe waren, gegenüber denen sie sich bei der Einzeldotierung als robust erwiesen hatten. Die Unterschiede in den Überlebensraten von *Lythrum salicaria* bei der Dotierung mit den verschiedenen Schadstoffgruppen sind allerdings nicht signifikant, sondern nur ein Trend.

Schäden wurden vor allem an jungen Pflanzen bemerkt, die zum Zeitpunkt der Dotierung erst 15 Wochen alt waren. In der Praxis würde beim Bau eines Filters zwar robuste Topfware (einjährige Stauden) statt Saatgut zur Bepflanzung eingesetzt, die Erhaltung der angepflanzten Vegetation durch Selbstaussaat könnte nach diesen Ergebnissen durch eine starke Belastung mit Schadstoffen aber eingeschränkt werden. Wahrscheinlicher als eine kurzzeitige hohe Belastung ist in einer Filteranlage indes ein kontinuierlicher Eintrag mit geringen Mengen an Schwermetallen, so dass Schäden an Jungpflanzen bei normalen Betrieb kaum auftreten sollten. Durch Unfälle,

wie z.B. bei Bränden abfließendes kontaminiertes Löschwasser, können aber auch höhere Einträge an Schadstoffen möglich sein.

DOBNER & HOLTHUIS (2007) stellten in ihren Vorversuchen im Gegensatz zu den Lysimeterexperimenten des Projektes keine Reduzierung der Mykorrhizierungsgrade bei einer Dotierung der 5-Jahresfracht fest und nahmen an, dass in den Vorversuchen die Exposition der Pflanzen mit Schadstoffen von 4–8 Wochen zu kurz war, um sich negativ auf die Mykorrhizierung auszuwirken. Anhand der Ergebnisse des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten kann diese Theorie widerlegt werden: Deutliche Einflüsse der Schadstoffe auf die Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich waren sowohl nach 3 als auch nach 6 Versuchswochen zu verzeichnen. Dabei waren zwar vor allem jüngere Pflanzen betroffen, im Projekt kamen aber sowohl in Voruntersuchungen wie in Lysimeterexperimenten stets gleich alte Stauden zum Einsatz, so dass unterschiedliche Reaktionen auf die Mykorrhizierungsgrade nicht mit dem Alter der Pflanzen zu erklären sind.

#### 4.4.3 Einfluss von Schwermetallen

Die beiden Schwermetalle Kupfer und Zink hatten im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten in den Dotierungsmengen von 50 mg/kg Cu und 150 mg/kg Zn einen eindeutigen Einfluss auf die **Mykorrhizierungsgrade** der Wurzeln von *Lythrum salicaria*. Durch die Schadstoffbelastung sank die Kolonisationsrate deutlich ab. Die Ergebnisse zeigen, dass ein Zeitraum von 12 Wochen nötig ist, um eine stabile Mykorrhizierung auszubilden, welche dann auch durch Schwermetalle in dieser Menge nicht mehr verringert wird.

Eine Bodenkontamination mit Schwermetallen führt allerdings nicht zwingend zu einer rückläufigen Besiedlung mit Mykorrhizapilzen. Verschiedene Autoren kommen in ihren Untersuchungen zu unterschiedlichen Ergebnissen (siehe unten). Eine negative oder positive Beeinflussung von Mykorrhizierungsgraden durch Schwermetalle hängt in erster Linie von den Gehalten und der Verfügbarkeit im Boden als auch vom jeweiligen Metall selbst ab.

AUDET & CHAREST (2006) dokumentierten eine **Zunahme** der Mykorrhizierung durch *Glomus intraradices* in *Nicotiana rustica* bei steigenden Zink-Gehalten (bis zu 250 mg/kg) im Boden. Nach Untersuchungen von TOLER und Mitarbeitern (2005) beeinflusste Kupfer die Mykorrhizierungsgrade von *Sorghum bicolor* nicht, durch eine Dotierung mit Zink wurde die Besiedlung mit *Glomus intraradices* jedoch leicht gesteigert (ein direkter Vergleich der Schwermetallgehalte ist hier nicht möglich, siehe Kap. 4.7.1). Dieser Effekt konnte durch die Ergebnisse der eigenen Experimente nicht bestätigt werden, was einerseits daran liegen kann, dass beide Schwermetalle gleichzeitig dotiert wurden, und ein positiver Einfluss von Zink durch die Wirkung von Kupfer verhindert oder unterdrückt wurde. Andererseits dokumentierten GILDON & TINKER (1983) bei Zinkgehalten von 75 mg/kg wiederum deutliche **Reduzierungen** der Mykorrhizierungsgrade von *Allium cepa* mit *Glomus mosseae*. Dieser Umstand macht deutlich, dass der Parameter „Schwermetallgehalt“ allein nicht ausschlaggebend für die Höhe von Mykorrhizierungsgraden ist. Weitere Beispiele sind Untersuchungen von CARVALHO und Mitarbeitern (2006), in denen keine Einflüsse von 30 mg/kg Kupfer auf die Mykorrhizierungsgrade von *Aster tripolium* mit *Glomus geosporum* festgestellt wurden. GILDON & TINKER (1983) dokumentierten dagegen leichte Rückgänge der Mykorrhizierungsgrade von *Allium cepa* mit *Glomus mosseae* schon bei Kupfergehalten von 25 mg/kg.

AUDET & CHAREST (2007) unternahmen in einer Literaturstudie den Versuch, die Mykorrhizierungsgrade verschiedener Pflanzen mit der Höhe der Schwermetallbelastung in Böden zu korrelieren. Ein Zusammenhang der Einflussgrößen konnte nicht dargestellt werden.

Unter anderem auch, weil z.B. Phosphatgehalte und pH-Werte nicht in allen Böden gleich waren und diese Parameter die Kolonisation beeinflussen (ENTRY et al 2002). So fanden LOTH & HÖFNER (1995) in mit Blei, Cadmium, Kupfer und Zink belastetem Boden zwar niedrigere Mykorrhizierungsgrade als in unkontaminiertem Boden, die Phosphatgehalte im kontaminierten Boden waren aber auch ca. 40 mal höher als im unkontaminierten Boden. Auch WEISSENHORN und Mitarbeiter (1995 a) fanden bei Freilanduntersuchungen in Mais (*Zea mays*) höhere Mykorrhizierungsgrade in mit Blei, Cadmium, Kupfer und Zink kontaminierten Böden vor, führen dies aber auf die zur Mykorrhizierung ungünstigeren pH-Werte und Phosphatgehalte in unkontaminierten Böden zurück.

Unter gleichbleibenden Bedingungen dagegen beeinflusst die **Menge der Schwermetalle** im Boden die Mykorrhizierungsgrade: Bei höheren bzw. steigenden Schwermetallgehalten wird in mehreren Publikationen von einer Reduzierung der Kolonisationsrate berichtet:

WEISSENHORN & LEYVAL (1995) beobachteten an Mais sinkende Kolonisationsraten mit zwei *Glomus mosseae* Isolaten bei kumulativer Cadmiumdotierung. Die Mykorrhizierungsgrade waren bei Cadmiumgehalten von ca. 11,3 mg/kg um 50 % niedriger als ohne Cadmium. Bei Gehalten von 22,5 mg/kg wurde die Mykorrhizierung vollständig gehemmt. Zum Vergleich: Unbelastete Böden weisen Cadmiumgehalte kleiner 0,5 mg/kg auf (nach SCHEFFER 2002). WANG und Mitarbeiter (2007a) ermittelten ebenfalls eine Reduzierung der Mykorrhizierungsgrade von Mais (*Zea mays* mit *Acaulospora mellea*) bei Kupferdotierungen ab 400 mg/kg. Bei noch höherer Dotierung mit 800 mg/kg Kupfer beobachteten sie einen starken Rückgang der Mykorrhiza. Untersuchungen von ANDRADE und Mitarbeitern (2009) bestätigen ähnliche Effekte durch steigende Zinkgehalte auf die Symbiose von *Canvalia ensiformis* mit *Glomus etunicatum*. Bei Zinkgehalten von 100 mg, 300 mg und 900 mg/kg war der Mykorrhizierungsgrad gegenüber Böden ohne Zink zunehmend reduziert.

Die in den eigenen Experimenten dotierten 50 mg/kg Kupfer und 150 mg Zink führten an Blutweiderich zu niedrigeren Mykorrhizierungsgraden, was die Vermutung nahe legt, dass auch hier die Gehalte allein nicht ausschlaggebend sind (vor allem weil die Verfügbarkeiten der Schwermetalle in den verschiedenen Bodenarten unterschiedlich sein können) und die Kombination von Pilz und Pflanze eine entscheidende Rolle spielt. LIAO und Mitarbeiter (2003) stellten mit drei verschiedenen arbuskulären Mykorrhizapilzen in Mais bei unterschiedlichen Gehalten von Kupfer und Cadmium schwankende Reaktionen in den Mykorrhizierungsgraden fest, so dass kein einheitlicher Trend zu erkennen war. So ist weiterhin anzunehmen, dass die Beeinflussung der Mykorrhizierungsgrade außerdem mit der Aufnahme des jeweiligen Schwermetalls in den Pilz und/oder die Pflanze zusammenhängt (vgl. hierzu Kapitel 4.7.1).

Die Ergebnisse der eigenen Experimente stimmen demnach mit denen von GILDON & TINKER (1983) und ANDRADE et al. (2009) überein, widersprechen aber den Ergebnissen von TOLER et al. (2005) und AUDET & CHAREST (2006), weshalb davon auszugehen ist, dass die Mykorrhizierungsgrade unter Schwermetalleinfluss ebenso wie die Aufnahme von Schwermetallen (siehe Kap. 4.7.1) von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden.

Die dotierten Schwermetalle riefen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten drastische **Vitalitätseinbußen** an Blutweiderich hervor, die je nach Alter der Pflanzen bis zum Absterben reichten. Zink führt in toxischen Konzentrationen zu Verlust der Turgeszenz, zu Absterberscheinungen (Nekrosen) an älteren Blättern, chlorotischen Blattflecken sowie einem schwachen Wachstum der ganzen Pflanze (HOCK & ELSTNER 1984). Nach Zugabe der gesamten Menge an Schwermetallen in einer Dosis traten Welkeerscheinungen auf, die demnach auf die Dotierung mit Zink zurückzuführen sein könnten. Doch auch durch einen hohen Kupferüberschuss wird

die Permeabilität von Zellmembranen verändert und es treten (Blatt-)Chlorosen auf (HOCK & ELSTNER 1984). Da beide Schwermetalle in den Experimenten nur gleichzeitig dotiert wurden, können keine Rückschlüsse auf eines der beiden Metalle als Verursacher gezogen werden. Bei den Teildotierungen der Schwermetalle im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen waren eventuell durch Schwermetalle hervorgerufene Chlorosen und Nekrosen vom Befall mit Mehltau nicht zu differenzieren.

Hohe Kupfergehalte im Boden rufen außerdem Wurzelveränderungen hervor, die sich in der Ausbildung zahlreicher kurzer, braun gefärbter Nebenwurzeln äußern (HOCK & ELSTNER 1984) und das gesamte Wachstum der Pflanze einschränken. Zink hemmt das Längenwachstum der Wurzel (MENGEL 1991). Einschränkungen im Wurzelwachstum bei mit Schwermetallen dotierten Versuchsansätzen konnte im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen nicht beobachtet werden, die Wurzelrockengewichte waren tendenziell sogar höher als ohne Dotierung. Vermutlich sind die dotierten Gehalte in den Teildosierungen niedrig genug gewesen, um keine starken Schäden an den Pflanzen hervorzurufen. Wie sich gezeigt hat, wurde Kupfer zwar aus dem Boden nicht ausgewaschen, so dass die Gehalte im Boden gleich sein dürften wie im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten, die Aufteilung der Menge in kleinere Dosen ermöglicht jedoch eine (durch Na-EDTA reversible) Bindung an Bodenpartikel, welche die Pflanzen vor größeren Schäden bewahrt.

Die Dotierung der Schwermetalle in einer Dosis im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten überlebten nur Pflanzen ab einem Alter von 5 Monaten. Für eine gute Vitalität der Versuchspflanzen wäre demnach ein Mindestalter von 6 Monaten bei der Dotierung nötig gewesen. Um Unterschiede bei den Mykorrhizierungsgraden zu vermeiden, sah das Versuchsdesign jedoch den gleichen Entwicklungszustand zum Zeitpunkt der Inokulation vor, woraus sich ein verschiedenes Alter der Versuchspflanzen ergab. Die Aufteilung der Dotierung in vier Einzeldosen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen ein Jahr später setzte die Verfügbarkeit der Schwermetalle herab und vermied erfolgreich Schäden an den Pflanzen.

#### 4.4.4 Einfluss von MKW/PAK

Die Dotierung mit Mineralölkohlenwasserstoffen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen als separate Schadstoffgruppe brachte im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten das überraschende Ergebnis, die **Mykorrhizierungsgrade** im Durchschnitt zu erhöhen. Dass keine Hemmung der Besiedelung stattfand, liegt zum einen an der Auswahl der Substanzen, bei der bewusst auf sehr stark schädliche Vertreter verzichtet wurde, da statt dessen ein Stellvertretercharakter genutzt werden sollte (vgl. Kap. 4.1.3 und 4.6.1). Zum anderen sind die dotierten Konzentrationen von 150 mg/kg Gesamt-MKW und 10 mg/kg Gesamt-PAK sehr niedrig, so dass nur eine geringe Wirkung auf das Bodenleben zu erwarten war. Die Auswirkungen von PAK oder MKW auf die arbuskuläre Mykorrhiza werden bisher in nur verhältnismäßig wenigen Untersuchungen beschrieben.

Nach JONER & LEYVAL (2001) wurden durch **PAK** (Anthracen, Chrysen, Dibenz(a,h)anthracen) in einer Gesamtkonzentration von 1050 mg/kg die Mykorrhizierung durch *Glomus mosseae* von Klee (*Trifolium repens*) um die Hälfte verringert. In anderen Untersuchungen der Autoren (JONER & LEYVAL 2003) hatte die unterschiedliche Belastung mit PAK (Gesamtkonzentration 405 und 2030 mg/kg) dagegen keinen Einfluss auf die Mykorrhizierung – die ermittelten Mykorrhizierungsgrade waren gleich hoch (die Experimente sahen keine Kontrollen ohne PAK vor). WU und Mitarbeiter (2009) stellten wiederum schon bei Bodengehalten von 9 mg/kg Phenanthren eine leicht verringerte Mykorrhizierung von *Medicago sativa* mit *Glomus etunicatum* gegenüber Gehalten von 0 und 2 mg Phenanthren fest.

CABELLO (1997) untersuchte die Mykorrhizierungsgrade von Pflanzen, die auf mit Rohöl kontaminierten Böden gewachsen waren, im Vergleich mit solchen von unkontaminierten Böden. Die Kolonisationsraten waren bei einer Bodenkontamination mit Rohöl (18,5 %) und PAK (700-800 mg/kg) deutlich niedriger. Die Sporenceimung und Hyphenlänge von arbuskulären Mykorrhizapilzen wurde auf Agar durch eine MKW-Kontamination oder durch die Dotierung mit Phenanthren ebenfalls gehemmt (FRANCO-RAMIREZ et al. 2007). Auch KIRK und Mitarbeiter (2005) dokumentierten negative Auswirkungen von Rohöl und Diesel auf die Sporenceimung (in Anwesenheit von Wurzeln) und die Besiedelung von *Daucus carota* mit *Glomus intraradices*. Eine Dotierung mit Diesel von 6–15 g/kg Boden verringerte mit zunehmendem Gehalt deutlich die Mykorrhizierungsgrade von Mais (*Zea mays*) mit *Glomus constrictum* und reduzierte die Biomasseproduktion der Pflanzen (TANG et al. 2009). Da in den eigenen Experimenten keine negativen Effekte von MKW und PAK nachgewiesen wurden, liegt die Ursache für die Hemmung der Mykorrhizierungsgrade in den genannten Publikationen vermutlich in der Auswahl der Substanzen und den größeren Mengen. Rohöl und Diesel enthalten als Stoffgemische außerdem zahlreiche giftige Kohlenwasserstoffe.

Warum die recht niedrigen Gehalte von MKW und PAK in den eigenen Experimenten statt dessen zu einer stärkeren Besiedelung der Wurzeln mit arbuskulären Mykorrhizapilzen führten, ist nicht eindeutig zu belegen. Faktoren, die eine vermehrte Kolonisation hervorrufen können, sind im allgemeinen Nährstoff- oder Wassermangel. Die Dotierung mit den MKW/PAK könnte durchaus eine schlechtere Wasserverfügbarkeit zur Folge haben, da die hydrophoben Stoffe bei Adsorption an Bodenpartikel einen hydrophoben Film in den Bodenporen bilden, welcher eine herabgesetzte Wasserhaltekapazität des Bodens zur Folge hat. In unbepflanzten Varianten der MKW- dotierten Ansätze war der Wasserdurchfluss gegenüber allen anderen unbepflanzten Varianten dementsprechend erhöht. Da aber in mykorrhizierten Ansätzen überwiegend nicht mehr, sondern eher weniger Wasser aufgenommen wurde (gemessen in höheren Durchflussraten und niedrigerer Evapo-Transpiration) kann Wassermangel hier nicht der entscheidende Faktor für eine höhere Mykorrhizierung gewesen sein. Damit schließt sich gleichfalls eine stärkere Auswaschung von Nährstoffen als Ursache aus. Denkbar wäre weiterhin eine Stimulation des Wachstums von Mikroorganismen, welche Mineralölkohlenwasserstoffe als Kohlenstoffquelle nutzen und ihrerseits direkt oder indirekt positive Auswirkungen auf die Mykorrhizierung haben. In der Rhizosphäre kommt es zu verschiedenen Wechselwirkungen: so verändern arbuskuläre Mykorrhizapilze die Zusammensetzung (Qualität und Abundanz) der Rhizosphären-Mikroflora (KHAN 2006) und es existieren sogenannte Mykorrhiza-Helfer-Bakterien (engl.: „mycorrhiza helper bacteria“), welche eine Mykorrhiza in verschiedener Weise unterstützen (FREY-KLETT et al. 2007). Die Wechselwirkungen und Beeinflussungen von Organismen in der Rhizosphäre sind dabei so vielfältig, dass ohne weiterführende Untersuchungen diese Hypothese der Mykorrhizaförderung nicht verfestigt werden kann.

Die dotierten MKW und PAK ließen in beiden Experimenten keine Auswirkungen auf die **Pflanzenvitalität** erkennen. Dieses Ergebnis wurde erwartet, da die dotierten Mengen weit unter den sonst von Pflanzen tolerierten Gehalten an Mineralölkohlenwasserstoffen liegen (vgl. FRICK et al. 1999), und eine indirekte negative Beeinträchtigung der Bodenmikroflora über die Verwendung nicht- toxischer Substanzen verhindert wurde.

Während des Experimentes zu Abbau und Retention von Schadstoffen hingegen wurde bei Dotierung mit MKW und PAK keine signifikante Erhöhung der Mykorrhizierungsgrade bei Blutweiderich festgestellt. Nach 9 Versuchswochen waren lediglich leicht erhöhte Kolonisationsraten im Vergleich mit anderen Ansätzen zu verzeichnen. Der Grund für die ausbleibende Förderung der Mykorrhizierung in diesem Experiment könnte in Wechselwirkungen mit dem

gleichzeitig dotierten Herbizid 2,4-D liegen (vgl. Versuchsansätze in Tabelle B der Kurzübersicht), obwohl dieses selbst keine deutlich negative Wirkung auf die Mykorrhiza besaß (siehe folgendes Kap. 4.4.5).

#### 4.4.5 Einfluss des Herbizids

Ein Effekt der dotierten Menge von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure auf die **Mykorrhizierung** von Blutweiderich konnte im durchgeführten Experiment nicht nachgewiesen werden. Vermutlich lag dies vor allem an der niedrigen Dotierung. Eine direkte Wirkung des Herbizids auf Mykorrhizapilze wurde im Vorfeld der Untersuchungen nicht angenommen, auf indirektem Wege aber kann es zu Veränderungen der Wurzelbesiedelung mit arbuskulären Mykorrhizapilzen kommen. So führt 2,4-D als synthetisches Pflanzenhormon in hohen Dosen zur Hemmung des Streckungswachstums dikotyler Pflanzen (NULTSCH 2001) und verursachte im Experiment zu den „Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria*“, in Flüssigkultur verkürzte Wurzelachsen und damit nur kleine, deformierte Wurzelansätze aus wucherndem Gewebe, welche eine Mykorrhizierung nicht ermöglichen. Dieser Fehlwuchs reduziert die Kontaktfläche für eine Induzierung der Symbiose, verhindert die normale Ausbildung der Wurzelrinde als „Lebensraum“ der Mykorrhiza und verkleinert letztendlich das gesamte Wurzelwerk.

Nach Erkenntnissen von OCAMPO & HAYMAN (1980) verringern Pestizide die Kolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen, obwohl auch diese keine direkte Wirkung auf arbuskuläre Mykorrhizapilze haben sollten. Untersuchungen von HUANG und Mitarbeitern (2009) zur Wirkung von Atrazin auf Mais (*Zea mays*), inokuliert mit *Glomus etunicatum*, ergaben mit steigender Atrazin-Applikation sinkende Kolonisationsraten. DODD & JEFFRIES (1989) untersuchten die Auswirkung von 4 Herbiziden (mit anderen Wirkstoffen als 2,4-D) auf Weizen (*Triticum aestivum*) und drei *Glomus*-Arten: Die Sporenkeimung wurde je nach Herbizidart, Konzentration und Pilzart gehemmt, gefördert oder nicht beeinflusst. Auf die Mykorrhizierungsgrade stellten DODD & JEFFRIES (1989) keinen Effekt fest, was die Ergebnisse der eigenen Experimente nur anteilig bestätigt, da andere Herbizide eingesetzt wurden.

Die Dotierung mit dem Herbizid rief im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten keine Einschränkung der **Vitalität** von *Lythrum salicaria* hervor. Die gleiche Menge wurde auch auf Böden von Rhizotronen im Experiment „Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria*“ aufgebracht und hatte dort ebenfalls keinen Effekt auf das Wurzelwachstum. Daraus wird geschlossen, dass die dotierte Menge des Herbizids mit 0,5 mg/kg Boden zu gering war, um Wirkung zu zeigen und zudem durch die gewählte Methode der Applikation nicht direkt die Wurzeln erreichte. In Flüssigkulturen wurde durch die wiederholte Zugabe von 2,4-D eine deutliche Hemmung des Wurzelstreckungswachstums beobachtet, welche eine eingeschränkte Nährstoffaufnahme durch die Verringerung der absorbierenden Oberfläche der Wurzeln nach sich zog und das Wachstum der Versuchspflanzen begrenzte. Im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten wurden bei einmaliger Dotierung des Bodens keine abnormalen Wurzelwuchsformen lokalisiert.

In sehr geringen Mengen kann 2,4-D das Wurzelwachstum steigern, da das Hormon zu den Auxinen gehört, die wachstumsfördernd wirken. Diese Wirkung wurde von GULNAZ und Mitarbeitern (1999) an Weizenkeimlingen (*Triticum aestivum*) bei verschiedenen Konzentrationen von 2,4-D in der Nährlösung beobachtet. Aber obwohl das Wachstum der Wurzeln angeregt wurde und sich mehr Primärwurzeln bildeten, dokumentierten GULNAZ und Mitarbeiter (1999) eine Verringerung der oberirdischen Biomasse und nur eine minimale Zunahme der Wurzelbiomasse bei sämtlichen getesteten 2,4-D-Konzentrationen. Alle von ihnen untersuchten



Konzentrationen lagen zwar weit über der im eigenen Experiment wiederholt dotierten Menge von 0,5 mg/l, dass der Effekt der Wachstumshemmung mit Beenden der wöchentlichen Dotierung im Experiment „Auswirkungen von 2,4-D auf das Wurzelwachstum von *Lythrum salicaria*“ endete, weist aber auf einen raschen Abbau von 2,4-D in der Nährlösung hin. So könnte ein Grund für die im Experiment schon bei sehr niedrigen Konzentrationen beobachteten Wachstumshemmungen die wiederholte Dotierung und damit das Einbringen des frischen Wirkstoffs sein, die in Experimenten von GULNAZ et al. (1999) unterblieb. Laut Sicherheitsdatenblatt (MERCK 2010) ist das Herbizid zwar „nicht leicht biologisch abbaubar“, nach Untersuchungen von SHAW & BURNS (2005) wurde 2,4-D in der Rhizosphäre von *Trifolium pratense* jedoch innerhalb von ca. 17 Tagen vollständig mineralisiert. Das dotierte Herbizid dürfte bei den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Experimenten also auch im durchwurzelten Boden innerhalb weniger Wochen abgebaut oder ausgewaschen worden sein. In den Lysimeterexperimenten des begleiteten Projektes wurde von 2,4-D teilweise mehr als die Hälfte der dotierten Menge ausgewaschen und im Substrat konnten am Ende des Versuches keine Gehalte mehr ermittelt werden (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Eine schnelle Auswaschung von großen Teilen des dotierten 2,4-D aus dem Boden hat demnach wahrscheinlich auch bei den Experimenten dieser Arbeit stattgefunden, was eine weitere Erklärung für die geringe Beeinflussung der Mykorrhizierungsgrade und der Vitalität der Pflanzen durch den Herbizidwirkstoff sein kann.

Anhand der erhaltenen Ergebnisse zu den Auswirkungen der dotierten Schadstoffe auf die Mykorrhizierungsgrade und Vitalität der Versuchspflanzen ist nicht zu erwarten, dass die untersuchten Schadstoffe in den Mengen, in denen sie mit dem Oberflächenabwasser eingetragen werden, die Mykorrhizierung der Bepflanzung von Bodenfiltern stark reduzieren und der fördernde Effekt auf die Pflanzen unterbleibt. Die gute Wasserlöslichkeit und die damit einhergehende starke Auswaschung von 2,4-D ist allerdings als problematisch für die Reinigung von herbizidbelasteten Abwässern in Bodenfiltern zu bewerten.

#### 4.5 Auswirkung von Staunässe auf *Lythrum salicaria*

Wie das durchgeführte Experiment mit *Lythrum salicaria* zum Mykorrhizierungsverhalten in staunassem Boden gezeigt hat, fand auch unter diesen Bedingungen eine **Mykorrhizierung** statt. Bei bereits bestehender Symbiose wurde durch die Nässe die Kolonisationsrate interessanterweise erhöht. Eine mögliche Erklärung für den Bedarf einer aktiveren Symbiose in Staunässe könnte Nährstoffmangel sein: Bedingt durch den Versuchsaufbau standen die Pflanzen mit ihren Töpfen in Schalen, welche ständig mit Leitungswasser gefüllt waren und so die Auswaschung von Nährstoffen aus dem Boden begünstigten. Zugegebener Dünger wurde durch den Versuchsaufbau mit dem Wasser sofort stark verdünnt. STEVENS und Mitarbeiter (2002) postulieren in wassergesättigten Böden zwar eine erleichterte Nährstoffversorgung durch eine verbesserte Diffusion von Phosphat in den Wurzelraum, ohne dass bei der Aufnahme in die Wurzeln eine Depletionszone entsteht. Dieser Mechanismus greift gleichwohl nur bei stets verfügbarem Nachschub in offenen Ökosystemen des Freilands, also Bedingungen, wie sie in den Experimenten nicht gegeben waren.

In zahlreichen Untersuchungen wurde eine Verringerung oder das Ausbleiben einer Mykorrhiza unter gesättigten oder überfluteten Bodenbedingungen beschrieben (KHAN & BELIK 1995). Als Grund dafür werden meistens die anaeroben Verhältnisse der Böden unter Dauerfeuchte bzw. Nässe angegeben. Aber gerade Sumpfpflanzen (Helophyten) sind durch ihre

gasgefüllten Interzellularräume, die vom Spross bis in die Wurzel reichen, dem sogenannten **Aerenchym**, in der Lage, den Sauerstoffgehalt im Wurzelraum positiv zu beeinflussen (WISSING & HOFMANN 2002). In Helophyten erfolgt der Transport von Luft konvektiv und/oder diffusiv über das Aerenchym, so dass von den Wurzeln an einigen Stellen Sauerstoff in den umgebenden Boden abgegeben wird (MAINIERO 2006). Auch *Lythrum salicaria* ist in der Lage ein Aerenchym auszubilden und könnte damit im durchgeführten Experiment die Sporenkeimung und Mykorrhizierung durch den Eintrag von Sauerstoff in die Rhizosphäre unterstützt haben.

Versuchspflanzen in stehender Nässe besaßen etwas niedrigere **Wurzeltrockengewichte** als Pflanzen bei freiem Ablauf, was entweder bedeutet, dass sie kleinere Wurzelballen ausbildeten oder diese durch ihre Aerenchyme leichter waren. Das Volumen der Wurzelballen oder die Länge der Wurzeln wurde im Experiment nicht bestimmt, weshalb die These der leichteren Wurzeln durch eine vermehrte Aerenchymbildung nicht bewiesen werden kann. Kleinere Wurzelballen aufgrund der uneingeschränkten Wasserversorgung sind darüber hinaus die wahrscheinlichere Ursache und eine weitere mögliche Erklärung für die höheren Mykorrhizierungsgrade: Bei einsetzender Staunässe könnte die Ausbreitung des Wurzelballens weitgehend eingestellt und gleichzeitig die Kolonisationsrate der Mykorrhiza erhöht worden sein, um die geringere Nährstoffaufnahme zu kompensieren. Dies war nur bei einer bestehenden Symbiose durch die vereinfachte Infektion über eine große Anzahl neu gebildeter Sporen möglich.

Der Start des Experimentes und damit der Beginn der Staunässe veränderte die Umweltbedingungen für Blutweiderich. Die notwendige Anpassung daran könnte einen erhöhten Energie- und damit Nährstoffbedarf zur Folge gehabt haben. So können Aerenchyme durch Lyse des Gewebes gebildet werden (ESAU 1969) und eine spontane Anpassung an Umweltbedingungen darstellen. Ein derartiger Vorgang kostet die Pflanzen allerdings zusätzliche Energie, welche mit einer verbesserten Nährstoffaufnahme durch eine Mykorrhiza kompensiert werden kann.

Grundsätzlich ist die Ausbildung einer Mykorrhiza bei Staunässe im Boden den gleichen Voraussetzungen unterworfen, wie in normalfeuchten Böden auch. Überflutung und Bodenfeuchte sind nach BOHRER und Mitarbeitern (2004) nur eine von mehreren Einflussgrößen auf die Mykorrhizierung. Die Autoren sprechen dem Wasserstand in Sumpfbereichen eine eher untergeordnete Rolle zu, da ihren Beobachtungen nach der jahreszeitliche Einfluss auf die Variabilität der Mykorrhizierungsgrade größer ist. STEVENS und Mitarbeiter (2002) stellten bei *Lythrum salicaria* (mit einem nicht bestimmtem Freilandinokulum) keine Verringerung der Mykorrhizierungsgrade unter wassergesättigten Bodenbedingungen fest, wohl aber eine Abhängigkeit der Mykorrhizierung vom Phosphatangebot. (In früheren Experimenten testeten STEVENS & PETERSON (1996) die Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* in Freiland und Gewächshausversuchen unter verschiedenen Wassergradienten und erhielten widersprüchliche Ergebnisse. Die Wassergehalte der Böden waren aber nicht vergleichbar und ebenso war nicht auszuschließen, dass im Freiland andere Mykorrhizapilze die Symbiose bildeten, als im Gewächshaus). Die Überlagerung jahreszeitlicher Effekte kann in den eigenen Ergebnissen durch das Versuchsdesign ausgeschlossen werden, eine bessere Nährstoffversorgung in den trockeneren Töpfen im freien Ablauf aufgrund einer besseren Aufnahmefähigkeit des Bodens für den Flüssigdünger ist hingegen wahrscheinlich.

## 4.6 Abbau organischer Schadstoffe in bepflanzten Bodenfiltern

### 4.6.1 Abbau und Verlagerung von MKW und PAK im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen

Eine Reduzierung der MKW-Gesamtgehalte von der 9. bis zur 20. Versuchswoche konnte im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen nicht dokumentiert werden. Gegenüber der Ausgangsdotierung wurden jedoch nach 20 Wochen Verringerungen der einzelnen Alkane von 50–100 % festgestellt (vgl. auch Abb. V Anhang), welche die Abnahmen in den Rückstellproben um ca. 30 % überstiegen. Dieses Ergebnis lässt auch unter Berücksichtigung der in Kap. 3.4.7 und 4.1.3 dargestellten Umstände in der Analytik und Auswertung der MKW- und PAK-Gehalte auf eine Abreicherung von MKW durch biotische Faktoren bzw. einen biologischen Abbau schließen.

Wie die detaillierte Auswertung der Endproben hinsichtlich der dotierten Alkane erkennen lässt, hat sich vor allem der Gehalt an Dodecan und Pentadecan verringert. **Dodecan** wird mit seiner kurzen Kettenlänge von Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen zwar schnell und leicht abgebaut (GELLER 2001), die Verminderung der Gehalte des flüchtigen Alkans dürften aber vor allem von der Ausgasung an der dotierten Oberfläche der Töpfe im Experiment stammen. In den fest verschlossenen Rückstellproben war eine kontinuierliche Verflüchtigung von Dodecan dagegen weitgehend unmöglich, weshalb die Restgehalte hier höher liegen. Die Gehalte von MKW/PAK in den Rückstellproben wurden als Wiederfindungsrate der dotierten MKW/PAK herangezogen. Ein biologischer Abbau der Kohlenwasserstoffe kann in den Rückstellproben nicht stattgefunden haben, da der Sand vor seiner Verwendung autoklaviert wurde und bei Temperaturen von 121 °C die für den MKW- Abbau verantwortlichen Mikroorganismen abgetötet wurden. Verluste der dotierten Substanzen über eine Adsorption an der Gefäßinnenwand sind allerdings möglich.

Für **Pentadecan** wird ein biologischer Abbau in den Böden der Versuchstöpfe angenommen, da in den Rückstellproben die Gehalte deutlich höher lagen. Zudem gelten Alkane der Kettenlänge C<sub>10</sub> bis C<sub>16</sub> als am besten abbaubar (GELLER 2001). **Eicosan** ist mit seiner Kettenlänge von 20 Kohlenstoffatomen nicht mehr flüchtig, schlechter bioverfügbar und wird langsamer von Bodenmikroorganismen mineralisiert als Pentadecan, seine Abbaubarkeit wird dennoch als gut eingestuft (GELLER 2001). Eicosan wurde in bepflanzten Varianten der Töpfe besser abgebaut, als in den Rückstellproben. Interessanterweise ist die Abbaurate von Eicosan in Ansätzen ohne Pflanzen mit allen Schadstoffen („Mix“) deutlich schlechter, als wenn nur MKW und Herbizid dotiert wurden. Der Grund könnte in einer Beeinträchtigung der Mikroorganismenflora durch die Dotierung mit Schwermetallen liegen, denn die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivität nimmt bei steigenden Kontaminationen mit Schwermetallen ab (WANG et al. 2007 b). In bepflanzten Varianten besteht dieser Unterschied nicht, da eine Bepflanzung die mikrobielle Aktivität und Diversität über den Rhizosphäreneffekt fördert (BOWEN & ROVIRA 1991, GISI 1997), wodurch Mineralölkohlenwasserstoffe besser abgebaut werden. Hinzu kommen in bepflanzten Varianten auch noch niedrigere Gehalte an Kupfer, so dass die Aktivität und das Wachstum der Mikroorganismen dadurch nicht so stark beeinträchtigt werden wie in unbepflanzten Varianten. Untersuchungen von LIAO & XIE (2007) bestätigen, dass die Hemmung der Aktivität der Mikroorganismen proportional zum Gehalt an Schwermetallen verläuft.

Die im Experiment festgestellte **Abnahme** der dotierten MKW Dodecan, Pentadecan und Eicosan gegenüber der Ausgangsdotierung entspricht dem gleichen **Verhältnis** zueinander wie in

Experimenten von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005). Hier wurde ähnliches Substrat (Sandboden mit 7 % Kompost) verwendet und die gleichen Alkane dotiert. Nach 4 Monaten war Dodecan aus allen Varianten (unbepflanzt und bepflanzt mit mykorrhizierter *Pinus sylvestris*) zu 90 % abgereichert, so dass die Abnahme von C<sub>12</sub> in den eigenen Experimenten in allen Varianten ebenfalls auf „abiotische Abreicherungsprozesse wie Verdampfung“ (EGGERSTEDT-LEHMANN 2005) zurückgeführt wird. In den untersuchten Böden aus Töpfen des Experimentes zu Abbau und Retention von Schadstoffen war Dodecan noch stärker (zu 99–100 %) abgereichert. Pentadecan wurde in bepflanzten Varianten zu 98 %, in unbepflanzten zu 92 % abgereichert, die Abnahme in Experiment von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) betrug für dieses Alkan nur 50–70 % (unbepflanzt - bepflanzt). Für Eicosan wurden im eigenen Experiment Abnahmen von 80 % in Varianten mit Blutweidereich und 55 % ohne eine Bepflanzung erreicht, die ermittelten Gehalte in den Untersuchungen von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) entsprachen hingegen einer Abreicherung von ca. 10–25 % (unbepflanzt - bepflanzt).

Das Muster der Alkanabreicherung erfolgte im eigenen Experiment wie in Untersuchungen von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) gemäß der Abbaubarkeit der Substanzen aufgrund ihrer Kettenlängen bzw. ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften. Trotz der um einen Monat längeren Laufzeit der eigenen Experimente kann dies nicht die Ursache für die stärkere Abnahme der MKW im Vergleich mit den Untersuchungen von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) sein, da in den Experimenten mit *Pinus sylvestris* nach 12 Monaten noch immer höhere Restgehalte der MKW vorhanden waren. Unter der Annahme, dass die Abnahme der Gehalte von Pentadecan und Eicosan auf einem Abbau der dotierten Substanzen beruhen, dürfte der entscheidende Faktor für die schnellere Verminderung die unterschiedliche Bodenbehandlung sein. In den eigenen Experimenten wurde der Boden schonend gedämpft und so ein Teil der Bodenflora erhalten. In Untersuchungen von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) wurde sterilisierter Boden verwendet, in dem die MKW-abbauenden Mikroorganismen bei 160 °C weitgehend dezimiert waren. Das Dämpfen bei Temperaturen über 70 °C tötet vor allem pflanzenpathogene Pilze im Boden ab, nicht aber sporenbildende Bakterien, die bis zu 100 °C ertragen können und erhält somit weitgehend die biologische Wirkung der Mikroflora (WASIAK et al. 2004).

Beim Aufbringen des Dotiersandes auf die Versuchstöpfe und -säulen war ein intensiver Geruch nach Dieselmotorkraftstoff wahrzunehmen, weshalb eine rasche **Volatilisierung** der leichtflüchtigen Mineralölkohlenwasserstoffe angenommen wurde. Die Ergebnisse der Headspace-Untersuchungen bestätigten, dass Toluol, Cyclohexan und MtBE aus dem Dotiersand an der Oberfläche der Töpfe und Säulen schon nach 9 Versuchswochen komplett ausgegast waren. Eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten konnte somit nicht mehr stattfinden oder war längst abgeschlossen. MtBE besitzt einen hohen Dampfdruck (268 hPa), so dass es leicht volatiliert. In den Lysimeterstudien des begleiteten Projektes wurde das hydrophile MtBE zwar rasch mit dem Wasser verlagert, die Konzentrationen im Ablauf waren aufgrund der Flüchtigkeit jedoch gering (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Toluol und Cyclohexan sind ebenfalls leichtflüchtig. Cyclohexan ist relativ schlecht wasserlöslich und wurde deshalb in Säulenversuchen des Projektes kaum verlagert (HOLTHUIS et al. 2008). Da aber das hydrophilere Toluol bei Untersuchungen von HOLTHUIS und Mitarbeitern (2008) in Eluat von Bodensäulen kaum nachgewiesen werden konnte, wird davon ausgegangen, dass die Verflüchtigung über die Oberfläche des Dotiersandes auch in den eigenen Experimenten der entscheidende Vorgang für die Reduzierung der Substanz darstellt. Zudem begünstigte im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen das regelmäßige Gießen und die Evapotranspiration die Volatilisierung der Substanzen: Durch das Eindringen des Wassers wird die vorhandene Luft aus den Bodenporen verdrängt und infolge der Transpiration und der nachfolgenden Austrocknung des Bodens gehen leichtflüchtige Schadstoffe

erneut in die Gasphase über (HETTWER 2006, GRIFOLL & COHEN 1996). Im Gegensatz zu anderen Daten standen die Ergebnisse der Headspace-Messungen sofort zur Verfügung, weshalb weitere Proben nicht auf Toluol, Cyclohexan und MtBE hin analysiert wurden.

Mineralölkohlenwasserstoffe sind mit zunehmender Kettenlänge hydrophob und werden in Böden dann eher schlecht verlagert. Eine starke **Auswaschung** der Mineralölkohlenwasserstoffe wurde dementsprechend vor allem für Eicosan und Pentadecan nicht erwartet. Im Sickerwasser der Experimente fand sich nur eine Gesamtkonzentration von wenigen  $\mu\text{g MKW/l}$  wieder. Über eine Bindung an Humuspartikel kann es zu einer bedeutenden Verlagerung und Auswaschung von MKW mit dem Sickerwasser kommen, wie Experimente von HETTWER (2006) belegen. Die Sickerwässer aus Töpfen und Säulen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen waren in den ersten Probenahmen zwar leicht trüb, zeigten aber keine Unterschiede in den MKW-Konzentrationen zwischen dotierten und nicht-dotierten Ansätzen. Die auffällig unterschiedliche Färbung der Eluate (vgl. Tafel 1 S. 111) konnte ebenfalls nicht mit den MKW-Konzentrationen in Zusammenhang gebracht werden.

In den untersuchten Bodensäulen war im Versuchszeitraum von fünf Monaten anhand der MKW-Gesamtgehalte keine **Verlagerung** der dotierten Alkane festzustellen. Diese wurde hingegen in den 10-monatigen Lysimeterexperimenten im Rahmen des Projektes „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“ (DOBNER & HOLTHUIS 2007) dokumentiert. Eicosan verblieb in den Lysimetern (Variante 2) im Vergleich zur Kontrolle hauptsächlich in der oberen Bodenhälfte, Pentadecan wurde über die gesamte Tiefe bis zu 80 cm verlagert und sogar ausgewaschen. Ein detaillierter Vergleich der Ergebnisse ist an dieser Stelle nicht möglich, da eine Auswertung der Messdaten einzelner Alkane in den Säulenproben der eigenen Experimente aufgrund der lückenhaften Datensätze nicht möglich ist (vgl. Anhang Tab V–VII). Denkbare Ursachen für die unterschiedlichen Verlagerungsverhalten der Alkane sind (1) niedrige Wasserdurchflüsse in den Säulenexperimenten im Gegensatz zu den Lysimeterexperimenten, in welchen „Starkregenereignisse“ simuliert wurden; und (2) Randeffekte in den Versuchssäulen. Die hydrophoben Mineralölkohlenwasserstoffe können Wechselwirkungen mit dem Plastik der Säulenoberfläche eingehen und zu einer Adsorption der Substanzen führen. Bei den Experimenten des Projektes mit einer Lysimetergröße von  $1 \text{ m}^3$  sind solche Randeffekte für die Betrachtung zu vernachlässigen.

In den Lysimeteruntersuchungen wurde nach 10 Monaten für Pentadecan und Eicosan nur ein geringer bis gar kein Abbau festgestellt (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Lediglich Dodecan wurde dezimiert, so dass der MKW-Gesamtgehalt kaum abnahm. Beim Vergleich der Ergebnisse gilt zu bedenken, dass in den Topfversuchen beinahe der gesamte Boden durchwurzelt war und hier der Rhizosphäreneffekt eine fördernde Wirkung auf den Abbau von MKW hat (FRICK et al. 1999). Außerdem neigen gerade Mineralölkohlenwasserstoffe in Böden zu inhomogenen Verteilungen, so dass einzelne Proben höhere Messwerte liefern als der umgebende Boden. Bei einer Hochrechnung der MKW-Gehalte von Proben einer Bodenschicht auf das gesamte Volumen der Lysimeter sind demnach Rundungsfehler denkbar, welche nicht die tatsächlichen Gehalte von Mineralölkohlenwasserstoffen im gesamten Bodenvolumen des Lysimeters wiedergeben.

Die im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen dotierten **PAK** Acenaphthen und Phenanthren wurden nach 9 und 20 Versuchswochen in den untersuchten **Boden**proben nur zu einem hundertstel der dotierten Menge wiedergefunden. Der gleiche Effekt trat in den Lysimeterexperimenten des begleiteten Projektes auf (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Dies könnte auf einen weitgehenden Abbau der dotierten Substanzen hinweisen. In den Rückstellproben

wurden PAK nur in einer von vier Proben detektiert oder ausgewertet, die Messwerte lagen dabei weit über der dotierten Menge, weshalb hier ein Messfehler vermutet wird. Ein Vergleich von PAK-Gehalten aus den Topfexperimenten mit den PAK-Mengen der Rückstellproben wird damit unmöglich. Eine komplette Verflüchtigung der PAK aus dem Dotiersand in den Gasraum des Rückstellgefäßes kann ausgeschlossen werden, da selbst das flüchtigere Dodecan nur zu einem Teil ausgaste<sup>4</sup>.

In Bodenproben aus den Töpfen und Versuchssäulen stammen die detektierten PAK höchstwahrscheinlich aus dem beigemischtem Kompost, welcher Verunreinigungen mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen von insgesamt 5,5 mg/kg enthielt (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Diese Herkunft erklärt auch die fehlenden Unterschiede der PAK-Gehalte zwischen dotierten und nicht-dotierten Ansätzen.

Im **Sickerwasser** konnten die dotierten PAK praktisch nicht nachgewiesen werden. Die Wasserlöslichkeit der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ist abhängig von der Anzahl der Ringe und nimmt mit steigender Zahl der Ringe ab. Dementsprechend gehören Acenaphthen und Phenanthren zu den eher wasserlöslichen Vertretern der PAK, die jedoch insgesamt alle als chemisch wasserunlöslich eingestuft werden (GELLER 2001). Eine **Verlagerung** der PAK mit dem Gießwasser war deshalb nur nach Bindung an Bodenpartikel möglich, konnte anhand der erhaltenen lückenhaften Datensätze der Bodenproben aus den Versuchssäulen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen aber nicht ausgewertet werden (vgl. Anhang Tab. V–VII).

#### 4.6.2 Förderung des Abbaus organischer Schadstoffe durch den Einsatz mykorrhizierter Pflanzen

Die Wirkung mykorrhizierter Pflanzen gegenüber nicht-mykorrhizierten auf den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen wurde für arbuskuläre Mykorrhiza bisher kaum beschrieben. EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) führte Untersuchungen mit mykorrhizierten Kiefern durch, weshalb Erkenntnisse über den Einfluss von Ektomykorrhiza auf die Degradation von Alkanen vorliegen. Durch den Einsatz mykorrhizierter Kiefern wurde das Pflanzenwachstum unterstützt und in Labor-Experimenten die Abreicherung von MKW angeregt und verbessert. Im Gegensatz zu Ektomykorrhizen lassen sich arbuskuläre Mykorrhizapilze nicht isoliert ohne Wirtspflanze kultivieren, was den Nachweis der Beteiligung pilzlicher Enzyme am Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen erschwert. Für Ektomykorrhizapilze wurde hingegen bereits die Degradation einiger organischer Schadstoffe nachgewiesen (MEHARG & CAIRNEY 2000).

Nach KHAN (2006) können die Interaktionen von arbuskulären Mykorrhizapilzen und Mikroorganismen in der durch den Pilz erweiterten Rhizosphäre, der Mykorrhizosphäre<sup>5</sup> sowohl positiv wie auch negativ sein. Für verschiedene stickstoffbindende und phosphorlösende Bakterien sind synergistische Effekte beschrieben. Es ist deshalb nicht auszuschließen, dass arbuskuläre Mykorrhizapilze auch einen fördernden Einfluss auf MKW-abbauende Mikroorganismen haben. Dieser kann entweder direkt oder indirekt über die Veränderung von Bodeneigenschaften erfolgen (FITTER & GARBAYE 1994, JEFFRIES et al. 2003). Im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen konnten hinsichtlich des MKW-Abbaus keine **Unterschiede** zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten festgestellt werden. Die MKW-Gesamtgehalte der beiden Varianten zeigten starke Schwankungen und die Restgehalte der

---

<sup>4</sup> Dampfdruck von Phenanthren: 12 mPa; Acenaphthen: < 0,5 Pa; Dodecan: 40 Pa (MERCK 2010)

<sup>5</sup> Die "Mykorrhizosphäre" entspricht der vom AM-Pilz durch die Ausbreitung des Hyphennetzes beeinflussten Zone im Boden. Sie schließt die Rhizosphäre mit ein, übersteigt sie aber bei weitem (ANDRADE et al. 1997).

einzelnen Alkane nach 20 Versuchswochen waren gleich hoch, weshalb eine Unterstützung des MKW-Abbaus durch eine Mykorrhiza in den durchgeführten Untersuchungen so nicht nachweisbar war. Als Ursache sind folgende Gründe denkbar:

- (1) Eine Förderung oder Beschleunigung der Degradation von MKW durch mykorrhizierte Wurzeln könnte bereits innerhalb der ersten Versuchswochen stattgefunden haben. Der Abbau von MKW verläuft zunächst schnell, da anfangs vor allem gut abbaubare Moleküle degradiert werden und schwer angreifbare, verzweigte oder langkettige verhältnismäßig länger im Boden verbleiben (GELLER 2001). Nach neun Versuchswochen waren im Vergleich mit der Ausgangsdotierung in allen Varianten niedrige Alkangehalte zu verzeichnen, die den schwer abbaubaren Restgehalt darstellen, der MKW-Gesamtgehalt besteht hauptsächlich aus langkettigem Eicosan.
- (2) Eine verbesserte Abbauleistung von MWK mit Mykorrhiza konnte durch die Dotierung mit Dodecan, Pentadecan und Eicosan nicht dargestellt werden. Dodecan wird sehr schnell und leicht abgebaut, zudem volatilisiert und war nach 9 Wochen bereits vollständig degradiert. Eicosan wird nur langsam abgebaut, so dass der Untersuchungszeitraum für eine Dokumentation nicht ausreichend lang war, was in Experimenten von EGGERSTEDT-LEHMANN (2005) bestätigt wird. Lediglich Pentadecan wäre demnach für die Experimentdauer als Referenzsubstanz geeignet, wodurch der Datenumfang reduziert wird und keine Unterschiede nachgewiesen werden können.
- (3) Schließlich besteht theoretisch die Eventualität, dass eine Förderung des MKW-Abbaus durch eine Mykorrhiza nicht gegeben ist. Da die Wurzelbiomasse durch die Mykorrhizierung aber vergrößert wurde und Rhizosphäreneffekte die Degradation von Mineralölkohlenwasserstoffen deutlich fördern (SCHWAB & BANKS 1999), muss diese Theorie als sehr unwahrscheinlich abgelehnt werden.

Der verbesserte Abbau von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in bepflanzten Böden mit arbuskulärer Mykorrhiza wurde (im Gegensatz zu dem von Alkanen) bereits nachgewiesen (JONER et al. 2001, JONER & LEYVAL 2003): Der Abbau von drei PAK (Anthracen, Chrysen, Dibenz(a,h)anthracen) in einer Gesamtkonzentration von 1050 mg/kg wurde nach 16 Wochen in Böden mit mykorrhiziertem Klee (*Trifolium repens* mit *Glomus mosseae*) verbessert (JONER et al. 2001). In weiteren Untersuchungen von JONER & LEYVAL (2003) konnte nach 26 Wochen eine stärkere Abnahme der PAK-Gehalte in Böden mit mykorrhiziertem Klee und Reygras (*Trifolium repens* und *Lolium perenne*, beide mit *Glomus mosseae*) festgestellt werden. In beiden Untersuchungen waren Unterschiede zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten erst bei der 2. Probennahme nach mindestens 16 Versuchswochen vorhanden. Anhand der eigenen Daten kann dies nicht bestätigt werden, signifikante Unterschiede zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten existieren im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen auch nach 20 Versuchswochen nicht.

JONER und Mitarbeiter (2001) begründen den verbesserten Abbau der PAK durch zwei Thesen:

- (1) entweder modifiziert die Mykorrhiza die Wurzelphysiologie (Enzymaktivität, Exsudation, Langlebigkeit) auf eine Art, welche den PAK-Abbau durch Mikroorganismen oder durch Enzyme aus Wurzeln stimuliert; oder
- (2) die Mykorrhizierung beeinflusst die Eigenschaften der Wurzeloberflächen oder des Rhizosphärenbodens, was sich über eine Adsorption auf die PAK-Verfügbarkeit auswirkt.

Hierbei ist anzumerken, dass von JONER & LEYVAL (2003) keine Abbauprodukte untersucht wurden und auch beide Prozesse an verschiedenen Orten in der Mykorrhizosphäre gleichzeitig stattfinden können.

Der Grund für das Ausbleiben der Wirkung der Mykorrhizierung auf den Abbau von PAK in den eigenen Experiment liegt vor allem darin, dass ein Abbau von PAK weder in An- noch Abwesenheit einer Mykorrhiza nachgewiesen werden konnte. Es kann zwar zugleich nicht ausgeschlossen werden, dass die Mykorrhizierung keinen positiven Effekt auf den Abbau ausübte, es wird aber vermutet, dass die geringen Mengen der dotierten PAK nach 9 Versuchswochen schon weitgehend abgebaut und Effekte zu diesem Zeitpunkt nicht mehr sichtbar waren. Nicht zuletzt wird die Auswertung aber auch bei den gemessenen PAK durch die stark variierenden und lückenhaften Datensätze erschwert. Im Gegensatz zu ligninabbauenden Pilzen, die durch extrazelluläre Enzyme zur Degeneration von PAK beitragen (FRITSCH 1999, GELLER 2001), ist bisher zwar nicht davon auszugehen, dass (arbuskuläre) Mykorrhizapilze den Abbau von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen direkt beeinflussen. Da Ergebnisse verschiedener Autoren aber beweisen, dass aufgrund der Eigenschaften einer Mykorrhiza eine Beeinflussung des Abbaus von PAK stattfindet, wird angenommen, dass diese im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen lediglich nicht nachgewiesen werden konnte. Eine Mykorrhiza erhöht die Menge und Aktivität von (pflanzlichen) oxidierenden Enzymen in und um die Wurzel, was den PAK-Abbau stimulieren kann (JONER & LEYVAL 2003, s.o.). Weiterhin können über eine Aktivierung bzw. Unterstützung von Mikroorganismen in der Mykorrhizosphäre Abbauvorgänge durch eine Mykorrhiza gefördert werden (KHAN 2006). Arbuskuläre Mykorrhizapilze verändern wie bereits beschrieben (Kap. 4.4.4) die Qualität und Abundanz (und vermutlich auch die Diversität) der Rhizosphären-Mikroflora und die mikrobielle Aktivität (KHAN 2006). Nicht zuletzt gilt zu beachten, dass PAK gleichfalls über einen Kometabolismus von Mikroorganismen abgebaut werden (FRICK et al. 1999, FRITSCH 1999) und organische Moleküle wie z.B. Wurzelexsudate als Substrat fungieren können. Pilz-Exsudate dienen Bakterien ebenfalls als Nährstoffe (FREY-KLETT et al. 2007) und es ist vorstellbar, dass sie damit auch als Substrat für PAK-abbauende Mikroorganismen genutzt werden. Eine Mykorrhizierung wirkt sich außerdem positiv auf die Vitalität von Pflanzen in hochkontaminierten Böden aus, was indirekt den Abbau von MKW und PAK fördern kann. So fanden BINET und Mitarbeiter (2000) bei mykorrhizierten Pflanzen (*Lolium perenne* mit *Glomus mosseae*) weniger an Wurzeln adsorbierte PAK und geringere Konzentrationen von PAK im Spross, als bei nicht-mykorrhizierten Pflanzen, was die Autoren als Erklärung für den positiven Effekt von arbuskulären Mykorrhizapilzen auf das Überleben von Pflanzen in PAK-kontaminierten Böden anführen.

Im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen konnte eine Reduzierung von Mineralölkohlenwasserstoffen durch biotische Faktoren teilweise dokumentiert werden. Eine Förderung der MKW-Degradation durch eine Mykorrhiza war unter den gewählten Versuchsbedingungen nicht nachzuweisen. Für PAK liegt keine ausreichende Datengrundlage vor, um einen Abbau zu belegen, da nur in einer Rückstellprobe PAK ausgewertet wurden. Aufgrund der Vergrößerung der Wurzelbiomasse durch die Mykorrhizierung wird jedoch eine Steigerung des Rhizosphäreneffektes angenommen, dessen Auswirkungen im Experiment hingegen nicht belegt werden konnten. Ebenfalls sind synergistische Wirkungen der Mykorrhiza auf MKW-abbauende Mikroorganismen denkbar.



## 4.7 Retention von Schwermetallen in bepflanzten Bodenfiltern

### 4.7.1 Aufnahme von Schwermetallen in mykorrhizierte Pflanzen

Eine **Voraussetzung** für die Aufnahme von Schwermetallen in die Pflanze ist die Verfügbarkeit der Metalle. Hier spielen die Eigenschaften des Schwermetalls, sowie die Gehalte im Boden und die Milieubedingungen eine Rolle, zu denen auch die Beschaffenheit der Wurzeloberfläche und ihre Kationenaustauschkapazität, die Abgabe von Wurzelexsudaten, die Evaporation des Bodens und die Transpirationsrate der Pflanze zählen. Durch die Transpirationsrate beispielsweise wird der Massenfluss in der wurzelumgebenden Bodenlösung beeinflusst und damit die Bewegung der Ionen in Richtung der absorbierenden Wurzeloberfläche gefördert. Durch biologische und biochemische Aktivitäten in der Rhizosphäre können stark adsorbierte Schwermetalle infolge von Ansäuerung, Redoxveränderungen oder über die Bildung organischer Komplexe mobilisiert werden (ALLOWAY 1999). Einige Pflanzen sind in der Lage, Phytosiderophore abzugeben, welche Schwermetalle chelatisieren (YANG et al. 2005), die so gebildeten Komplexe werden von Pflanzen jedoch nicht aufgenommen (CLEMENS 2006). Anhand der in den durchgeführten Experimenten gemessenen Kupfergehalte des Bodens kann eine Mobilisierung in der Rhizosphäre nicht belegt werden. In Böden aus unbepflanzten Versuchssäulen wurden zwar geringere Kupfergehalte ermittelt, die gewählte Extraktionsmethode mit Na-EDTA erfasst jedoch auch festgelegtes Kupfer. Zudem konnte eine Auswaschung oder Verlagerung von Kupfer nicht festgestellt werden.

Eine weitere Voraussetzung für die Aufnahme von Schwermetallen in mykorrhizierte Pflanzen ist die Toleranz der Pflanzen und Pilze gegenüber Schwermetallgehalten im Boden. Eine Mykorrhiza fördert dabei das Überleben und die Vitalität der Pflanzen, denn nur eine vitale Wirtspflanze, die in der Lage ist, Stoffwechselprodukte an ihn abzugeben, nutzt dem Pilzpartner. Im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten äußerte sich die **Schwermetalltoleranz** in einer tendenziell höheren Überlebensrate von mykorrhizierten Pflanzen im Vergleich mit nicht mykorrhizierten Exemplaren. Untersuchungen von HILDEBRANDT und Mitarbeitern (1999 in GÖHRE & PASZKOWSKI 2006) bestätigen diese Ergebnisse. Bei weniger toxischen Konzentrationen äußert sich der Vorteil in besserer Vitalität und kann in höherer Biomasseproduktion gemessen werden (vgl. WEISSENHORN et al. 1995 b).

In hohen Mengen aus dem Boden aufgenommene Schwermetalle verbleiben zu einem großen Teil in den Wurzeln, denn die hauptsächlichen Orte der Sequestrierung von Metallen sind die Vakuolen der Wurzelzellen (CLEMENS 2006). Eine **Umverteilung** in der Pflanze ist u.a. abhängig vom jeweiligen Metall (ALLOWAY 1999). Kupfer wird im Allgemeinen in Pflanzen nur schwer verlagert (MENGEL 1991) und verbleibt somit hauptsächlich im unterirdischen Bereich der Pflanze. Die Kupfergehalte der Wurzeln wurden im Rahmen der Untersuchungen für die vorliegende Dissertation zwar nicht bestimmt, Pflanzenanalysen von dotierten Pflanzen im begleiteten Projekt bestätigen aber, dass die Gehalte von Kupfer und Zink in Wurzeln von mykorrhiziertem *Lythrum salicaria* um ein vielfaches größer waren, als im Spross (DOBNER & HOLTHUIS 2007). Dies wird weiterhin von YEH und Mitarbeitern (2009) durch Untersuchungen von Kupfer und Zink in *Phragmites australis* und *Typha latifolia* und durch Ergebnisse von TOLER und Mitarbeitern (2005), die Kupfer in mykorrhizierter *Sorghum bicolor* analysierten, verifiziert. Aus diesen Literaturdaten wird geschlossen, dass die im Experiment („Aufnahme von Schwermetalle in die Sprossachse von *Lythrum salicaria*“) gemessenen Kupfer- und Zinkgehalte im Spross von Blutweiderich höchstwahrscheinlich sehr viel höheren Gehalten in den Wurzeln der Pflanzen gegenüber stehen. Ob diese in mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten im gleichen Verhältnis in Spross und Wurzel angereichert wurden, ist allerdings

fraglich. Die Anwesenheit einer Mykorrhiza kann nämlich dazu führen, dass der Anteil der in den Spross weitertransportierten Schwermetalle verändert wird: In Untersuchungen von CARVALHO und Mitarbeitern (2006) wurde bei nicht-mykorrhizierten Varianten weniger Kupfer in die Wurzeln aufgenommen und dafür mehr in den Spross transportiert, als bei mykorrhizierten Varianten von *Aster tripolium* (in den Wurzeln waren trotzdem weit höhere Kupfergehalte als im Spross zu verzeichnen). Bei Betrachtung der Messergebnisse aus dem eigenen Experiment mit Blutweiderich kann also nicht davon ausgegangen werden, dass Kupfer in mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Versuchspflanzen im gleichen Verhältnis zur Wurzelaufnahme an den Spross weitergeleitet wird, da dies durch die Symbiose beeinflusst wird. Rückschlüsse auf die tatsächlich aufgenommene Menge an Schwermetallen bei mykorrhiziertem und nicht-mykorrhiziertem Blutweiderich sind deshalb nicht möglich. Zum Vergleich der Versuchsansätze können nur Aussagen bezüglich der Schwermetallgehalte im Spross herangezogen werden.

Im durchgeführten Experiment wurde eine **höhere Aufnahme** von Kupfer und Zink in die oberirdischen Pflanzenteile beobachtet, wenn Blutweiderich in dotierten Böden (Cu-Gehalt: 50 mg/kg) wuchs, unabhängig davon, ob die Pflanzen mykorrhiziert waren oder nicht. Die Zn-Gehalte im Spross mykorrhizierter Pflanzen waren auf undotierten Böden nach drei Versuchswochen zwar genauso hoch wie auf dotierten Böden, nach 6 Versuchswochen waren in den Pflanzen von Kontrollböden allerdings nur noch geringe Mengen an Zink in der oberirdischen Biomasse nachzuweisen. Da hohe Sprossgehalte von Zink auf undotierten Böden bei Analysen im begleiteten Projekt nicht auftraten (DOBNER et al. 2008), wird ein Verdünnungs- oder Umrechnungsfehler bei der Messung der aufbereiteten Proben angenommen.

Für die gesteigerte Aufnahme von Schwermetallen in Pflanzen dotierter Varianten gibt es zwei Gründe:

- (1) Durch den höheren Gehalt an Schwermetallen besteht auch ein größeres Angebot bzw. es ist anteilig mehr Kupfer und Zink verfügbar. Da Pflanzen Schwermetalle auch passiv aus der Bodenlösung über eine Diffusion mit dem Wasser apoplastisch aufnehmen, besitzen sie dann kein Ausschlussvermögen für Schwermetalle (SITTE et al. 1998) und der Kupfergehalt in der Wurzelrinde der Pflanze steigt.
- (2) Kupfer und Zink sind für Pflanzen essentielle Spurenelemente und werden von Pflanzen deshalb gezielt aufgenommen und angereichert. Kupfer wird in mehreren Enzymen gebraucht und ist Bestandteil von Redoxkatalysatoren (RICHTER 1998). Zink ist in der Pflanze Bestandteil verschiedener Enzyme, wird zur Aktivierung weiterer benötigt und nimmt damit am Kohlenhydrat und Proteinstoffwechsel teil (ALLOWAY 1999, MENGEL 1991). In Böden liegt der Großteil des nichtmineralisch fixierten Kupfers an das organische Material gebunden vor, so dass nur ein geringer Teil wasserlöslich und austauschbar vorhanden ist. Zudem ist die austauschfähige Form schwer pflanzenverfügbar (HOCK & ELSTNER 1984), schon die Anwesenheit von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  oder  $\text{NH}_4^+$  setzt die Aufnahme von Kupfer herab (ALLOWAY 1999)<sup>6</sup>. Kupfer ist demnach selten im Überangebot vorhanden und eine erhöhte Aufnahme bei guter Verfügbarkeit von Kupfer stellt normalerweise einen Vorteil für die Pflanze dar.

---

<sup>6</sup> Man ging früher davon aus, dass Zink antagonistisch auf die Kupfer-Aufnahme wirkt, da es als  $\text{Zn}^{2+}$  (oder  $\text{ZnOH}^+$  bei höheren pH-Werten) auf gleiche Weise wie Kupfer aufgenommen wird (ALLOWAY 1999), bzw. die gleichen Translokatoren genutzt werden. Nach neueren Untersuchungen sind verschiedene Transporter für die Aufnahme von Zink und Kupfer identifiziert worden (CLEMENS 2001). Demnach kann die Aufnahme von Kupfer durch Zink nicht herabgesetzt werden.

**Zink** wird in sehr viel höheren Raten von Pflanzen absorbiert als andere Schwermetalle (HOCK & ELSTNER 1984). Eine höhere Aufnahmerate im Vergleich zu Kupfer in *Lythrum salicaria* bestätigen auch Ergebnisse von DOBNER & HOLTHUIS (2007). Im durchgeführten Experiment lag dementsprechend die Aufnahmerate von Zink in den Spross von Blutweiderich um ein Vielfaches über der Rate von Kupfer. Untersuchungen von TOLER und Mitarbeitern (2005) und YEH et al. (2009) zeigen gleiche Verhältnisse zwischen aufgenommenem Kupfer und Zink. Zink wird im Gegensatz zu Kupfer in den Pflanzen leicht transportiert und in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert (HOCK & ELSTNER 1984, MENGEL 1991). In welchem Verhältnis es während des durchgeführten Experimentes von der (mykorrhizierten) Wurzel in die Sprossachse weitergeben wurde, muss aber ungeklärt bleiben.

Die Zinkgehalte in Sprossen von *Lythrum salicaria* waren nach 6 Wochen vor allem in nicht-mykorrhizierten Pflanzen deutlich niedriger als nach 3 Versuchswochen. In der Wachstumsphase und Blütenbildung besteht ein höherer Bedarf an Zink, der möglicherweise die stärkere Aufnahmerate (und damit evtl. einen größeren Weitertransport in den Spross) nach drei Versuchswochen bedingt. Die Probennahme nach 3 Versuchswochen lag in der zweiten Augushälfte, was der Blütezeit von Blutweiderich entspricht. Durch den nötigen Rückschnitt der Pflanzen vor dem eigentlichen Versuchsbeginn konnten zwar keine Blüten ausgebildet werden, die Pflanzen befanden sich aber noch eindeutig in der Wachstumsphase. Die zweite Probennahme Mitte September lag am Ende der natürlichen Blütezeit von *Lythrum salicaria* und eher dem Ende der Vegetationsperiode zu, so dass zu diesem Zeitpunkt ein geringerer Bedarf an Zink vorhanden war. Theoretisch kann auch durch hohe Phosphorgehalte im Boden die Verfügbarkeit von Zink und seine Aufnahme in die Pflanze herabgesetzt werden (ALLOWAY 1999). Ein Überangebot an Phosphat von der 4. bis zur 6. Versuchswoche ist aber auszuschließen und hätte sich auch auf die Mykorrhizierungsgrade ausgewirkt. Da in den Töpfen eher Nährstoffmangel herrschte, ist von dieser Wechselwirkung im Experiment nicht auszugehen.

Im durchgeführten Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen fand sich ohne eine **Mykorrhiza** in oberirdischen Pflanzenteilen mehr Kupfer und Zink wieder als bei mykorrhizierten Pflanzen. Der Effekt einer Mykorrhiza auf die Aufnahme von Kupfer und Zink wird in der Literatur auf den ersten Blick widersprüchlich beschrieben (LEYVAL et al. 1997). Dabei muss jedoch differenziert werden, ob im umgebenden Boden für die Pflanze eine Mangelsituation an essentiellen Schwermetallen herrscht, oder Gehalte vorliegen, bei denen toxische Auswirkungen der Schwermetalle auftreten können. Da die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle von verschiedenen Faktoren und Bodeneigenschaften abhängt, können keine genauen Bodengehalte als Grenze hierfür angegeben werden. Laut SCHEFFER (2002) betragen die Gehalte in unbelasteten Böden für Kupfer 2–40 mg/kg und für Zink 10–80 mg/kg (siehe Tabelle 43), eine Übertragbarkeit der Werte für die Toxizität auf Pflanzen ist allerdings nicht gegeben. Nach RUMP (1998) liegen die für Pflanzen toxischen Gehalte von Schwermetallen in Böden bei 200–400 mg/kg Kupfer und 500–5000 mg/kg Zink. Aus der großen Spannweite dieser Angaben wird ersichtlich, dass toxische Bodengehalte vor allem bei Zink u.a. stark mit der Pflanzenart variieren (HOCK & ELSTNER 1984).

Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass eine Mykorrhizierung die Aufnahme essentieller Schwermetalle wie Kupfer und Zink bei niedrigen Gehalten im Boden steigert (LI et al. 1991, VOGEL-MIKUS et al. 2006), bei hohen Konzentrationen, die schädlich wirken können, wurden dagegen oftmals weniger Schwermetalle in mykorrhizierten Pflanzen nachgewiesen (AUDET & CHAREST 2006, LEYVAL et al. 1997, VOGEL-MIKUS et al. 2006, WEISSENHORN et al.

1995b). Eine Mykorrhiza fördert somit nachweislich die Schwermetalltoleranz von Pflanzen auf kontaminierten Standorten (HILDEBRANDT et al. 2007).

Ab welchen Schwermetallgehalten im Boden das Aufnahmeverhalten durch eine Mykorrhizierung umgekehrt wird, kann anhand von Literaturdaten nicht bestimmt werden, da die Angaben zur Höhe der Dotierung in Publikationen keine Möglichkeiten zum Vergleich der Gehalte bieten. Oft werden die Schwermetalle über Lösungen dotiert, deren Konzentrationen in g/l oder Mol ohne Bezug zur der im Versuch eingesetzten Substratmenge angegeben sind, so dass keine Umrechnung auf die ebenso häufig genannten Gehalte im Boden vorgenommen werden kann. Hinzu kommt, dass die Aufnahme von Schwermetallen in mykorrhizierte Pflanzen u.a. von der Verfügbarkeit und Löslichkeit des Metalls im Boden und damit von Bodeneigenschaften wie pH-Wert, Humusgehalt und Kationenaustauschkapazität abhängt. Verallgemeinernde Aussagen sind daher aufgrund der variierenden Bodeneigenschaften in den publizierten Untersuchungen nicht möglich. Die arbuskuläre Mykorrhiza kann also die Pflanze vor großen Mengen an Schwermetallen schützen, aber das ist spezifisch für Pilz und Schwermetall (KHAN et al. 2000) und abhängig von den Gehalten des Schwermetalls im Boden.

Die Dotierung von 50 mg/kg Kupfer in den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Experimenten hatte auf die Versuchspflanzen schädliche Auswirkungen (vgl. Ergebnisse zur Pflanzenvitalität), so dass die beschriebene **Schutzfunktion** des Mykorrhizapilzes bewirkte, dass Kupfer entweder in geringerem Maße aufgenommen wurde oder in den Wurzeln verblieb und nur vermindert in den Spross weitertransportiert wurde. CARVALHO und Mitarbeiter (2006) kamen zu gleichen Ergebnissen: Bei der höchsten Kupferdotierung in ihren Experimenten von insgesamt ca. 42 mg/kg TG nahmen mykorrhizierte Pflanzen zwar mehr Kupfer in die Wurzeln auf, es wurde jedoch weniger Kupfer als bei nicht-mykorrhizierten Pflanzen an den Spross weitertransportiert.

In einigen Untersuchungen wurden durch eine Mykorrhizierung auch leicht höhere Aufnahmen von Schwermetallen wie z.B. Cadmium bei höheren Gehalten im Boden dokumentiert (WEISSENHORN & LEYVAL 1995), so dass WEISSENHORN und Mitarbeiter (1995 b) schlussfolgern, dass der Einfluss von arbuskulärer Mykorrhiza auf die Aufnahme von Schwermetallen in die Pflanze von Wachstumsbedingungen, dem Pilzpartner und dem jeweiligen Metall abhängt und nicht verallgemeinert werden kann. Auch KHAN und Mitarbeiter (2000) bestätigen, dass ein Schutz der Pflanzen vor Schwermetallen durch eine Mykorrhiza spezifisch für den jeweiligen Mykorrhizapilz und das Schwermetall ist (siehe unten).

Arbuskuläre Mykorrhizapilze nehmen Schwermetalle über gleiche Mechanismen wie Pflanzen auf (GÖHRE & PASZKOWSKI 2006). Für Mykorrhizapilze ist neben der Bindung an Metallthioneine und Phytochelatine auch die Bindung von Schwermetallen an Polyphosphate und ihre Festlegung in Form von Polyphosphatgranula in der Vakuole (BÜCKING et al. 1998, CARVALHO et al. 2006, LEYVAL et al. 1997) dokumentiert. Einige Schwermetalle, vor allem essentielle Mikronährelemente werden vom Pilz in die Pflanze weitertransportiert. Insbesondere für Kupfer und Zink wurde eine verbesserte Versorgung in der Symbiose beobachtet (SMITH & READ 1997). In welcher Form die Elemente weitergegeben werden und welcher Regulationsmechanismus die Mengen steuert, ist unklar (SMITH & READ 1997). Eine erhöhte oder reduzierte Aufnahme von Schwermetallen in mykorrhizierte Pflanzen hängt von mehreren **Faktoren** ab:

(1) Von den Bodengehalten des Schwermetalls

Beispiele: Ein *Glomus*-Isolat aus mit Kupfer und Zink kontaminiertem Boden erhöhte die Kupfer-Aufnahme bei *Sorghum* in den Spross unter niedrigen Kupfergehalten, reduzierte sie

aber bei hohen Bodengehalten\* (TOLER et al. 2005). Die Weitergabe von Kupfer an den Spross durch *Acaulospora mellea* an Mais (*Zea mays*) wurde erst ab Gehalten von 100 mg/kg verhindert, die Aufnahme in die Wurzeln erst ab 400 mg/kg Cu im Boden reduziert (WANG et al. 2007b). Diese Befunde von WANG et al. (2007b) können durch die Ergebnisse der eigenen Experimente nicht bestätigt werden, da bereits Kupfergehalte von 50 mg/kg zu reduzierten Sprossgehalten in *Lythrum salicaria* führten. Daraus wird geschlossen, dass weitere Faktoren eine übergeordnete Rolle spielen:

(2) Von der Art des Pilzpartners

Beispiel: In Untersuchungen von ANDRADE und Mitarbeitern (2005) wurde mit einer Art (*Glomus etunicatum*) die Aufnahme von Cadmium in Wurzeln von Jackbean (*Canavalia ensiformis*) deutlich erhöht, andere *Glomus*-Arten zeigten wenig bis keinen Effekt, (die Dotierung erfolgte mit 0,5 mg Cd pro Pflanze\*). Obwohl bei den selbst durchgeführten Experimenten keine weiteren Pilz-Pflanze-Kombinationen getestet wurden, wird angenommen, dass die untersuchte Kombination von *Glomus*-Arten mit Blutweiderich zum Schutz der Pflanze effektiv war, da die Kupfer- und Zinkgehalte im Spross reduziert wurden. Weitere Untersuchungen mit verschiedenen Pilzpartnern könnten hier aufschlussreiche Ergebnisse liefern.

(3) Von der Pflanzenart

Beispiel: Die Mykorrhizierung mit *Glomus intraradices* reduzierte Bleigehalte in Wurzeln und Blättern von Mais (*Zea mays*), die Gehalte in Wurzeln von *Agrostis capillaris* wurden unter den gleichen Bedingungen jedoch erhöht (MALCOVA et al. 2003 in: LEBEAU et al. 2008). Inwieweit die Strategien der Schwermetalltoleranz einer Pflanze (Exkluder oder Akkumulator) durch die Mykorrhiza verändert werden, ist nicht klar. Der Einfluss der Pflanzenart kann weder für die durchgeführten Experimente dieser Arbeit noch anhand von Daten aus dem Lysimeterexperimenten des Projektes bestätigt werden (vgl. DOBNER & HOLTHUIS 2007). Nach 15 Monaten wurden dort im Vergleich zu *Lythrum salicaria* niedrigere Kupfer- und Zink-Gehalte in Sprossen von *Phalaris arundinaceae* und *Iris pseudacorus* festgestellt. Es wurden aber auch verschiedene Mykorrhizierungsraten bestimmt und sowohl bei *Iris* als auch bei *Phalaris* wird in jeder Vegetationsperiode die oberirdische Biomasse erneuert, wohingegen Sprosse von *Lythrum* ausdauernd sind (DOBNER & HOLTHUIS 2007).

(4) Vom jeweiligen Schwermetall

Beispiel: Die Aufnahme von Cadmium, Kupfer und Zink bei relativ hohen Gehalten\* in Wurzeln und Spross von *Phaseolus vulgaris* wurde durch Mykorrhizierung mit *Glomus mosseae* erhöht, die Aufnahme von Nickel im Gegensatz dazu nicht beeinflusst (GUO et al. 1996). Experimente von VOGEL-MIKUS und Mitarbeitern (2006) zeigten, dass mit einer Mykorrhiza bei hohen Schwermetallgehalten weniger Cadmium und Zink in Wurzeln von *Thlaspi preacox* vorhanden war, aber mehr Blei. Im durchgeführten Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen wurde eine Reduzierung der Aufnahme von Kupfer und Zink mit einer Mykorrhiza festgestellt. Auf das Verhalten anderer Schwermetalle kann aus den Ergebnissen nicht geschlossen werden.

(5) Von der Lokalisation in der Pflanze

Beispiel: In den gleichen Experimenten von VOGEL-MIKUS und Mitarbeitern (2006) war mit einer Mykorrhiza in *Thlaspi preacox* weniger Zink in Wurzeln und mehr im Spross

---

\* Die Angaben der Konzentrationen sind nicht vergleichbar, da die Dotierung über Lösungen verschiedener Konzentrationen erfolgte und die Angaben nicht auf Schwermetallgehalte im Boden umgerechnet werden können, vgl. Seite 147.

vorhanden, als bei nicht-mykorrhizierten Exemplaren. Auch wurde bei hohen Zn-Gehalten (250 mg/kg Boden) in mit *Glomus intraradices* mykorrhizierten Wurzeln von *Nicotiana rustica* weniger Zink aufgenommen als ohne Mykorrhiza, dabei aber gleich viel an den Spross weitertransportiert (AUDET & CHAREST 2006). Ebenso führte die Mykorrhizierung von *Aster tripolium* mit *Glomus geosporum* zu einer höheren Aufnahme von Kupfer in die Wurzeln und einer geringeren Weiterleitung in den Spross (CARVALHO et al. 2006). Hierbei gilt zu beachten, dass durch verschiedene Untersuchungsmethoden die Ergebnisse der Wurzelgehalte von Schwermetallen beeinflusst werden. So ist theoretisch möglich, dass Ionen, die lediglich an die Wurzel adsorbierten, mitbestimmt werden und die tatsächlichen Aufnahmeraten verfälschen.

Die Aufnahme von Schwermetallen in Pflanzen stellt eine Möglichkeit dar, Schwermetalle aus dem Oberflächenabwasser in Bodenfiltern zurückzuhalten. Bei verhältnismäßig niedrigen Gehalten, wie sie im Oberflächenabwässern vorkommen (vgl. Tab. 1), ist eine gesteigerte Aufnahme durch mykorrhizierte Pflanzen in der Praxis anzunehmen.

#### 4.7.2 Retention von Schwermetallen in Bodenfiltern durch den Einsatz mykorrhizierter Pflanzen

Die Aufnahme von Schwermetallen in die Pflanze und die Rolle von arbuskulären Mykorrhizapilzen wird meistens vor dem Hintergrund der Optimierung von Hyperakkumulatoren zum Zwecke der Phytoextraktion zur Remediation schwermetallbelasteter Standorte diskutiert. Es hat sich jedoch herausgestellt, dass die Sanierung mittels Phytoextraktion in der Praxis kaum durchführbar ist, da die „Kapazitäten hyperakkumulierender Pflanzen bei der Schwermetallaufnahme unter Feldbedingungen nicht ausreichen, den Gesamtgehalt an Schwermetallen in mäßig belasteten Böden innerhalb weniger Jahre signifikant zu vermindern“ (FELIX 1999). Selbst bei Zugabe von Komplexbildnern, welche die Verfügbarkeit von Schwermetallen erhöhen, würde eine Phytoextraktion nach Untersuchungen und Berechnungen von FELIX (1999) Hunderte von Jahren dauern.

Im Zusammenhang mit der Schwermetallbelastung von Böden spielt dafür ein weiterer Aspekt der Phytoremediation eine umso größere Rolle für biologische Vorgänge in bepflanzten Bodenfiltern: die Phytostabilisation. Hiermit ist die Stabilisation von Schadstoffen in Böden mit Hilfe von Pflanzen gemeint. Durch die Bepflanzung werden Erosion und Auswaschung verhindert oder reduziert und Schadstoffe immobilisiert (BRADL 2005, GÖHRE & PASZKOWSKI 2006, KHAN 2006). Dieser Aspekt der Phytoremediation trägt erheblich zur Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern bei.

Schwermetalle werden im Normalfall nur in niedrigen Konzentrationen in Bodenfilter eingetragen, liegen durch den Eintrag über das Wasser teils an Schwebstoffe gebunden, teils gelöst vor und sind damit pflanzenverfügbar. Die Transpiration der Bepflanzung verlangsamt die Verlagerung in tiefere Regionen und ermöglicht damit eine verbesserte Festlegung von Schwermetallen durch Adsorption an Bodenpartikel wie z.B. Tonminerale. Anhand der Ergebnisse aus den Versuchssäulen wurde der positive Einfluss der Vegetation auf die Verlagerung von Schwermetallen als Trend erkennbar. Die Bindung von Kupfer in den oberen Zentimetern der Versuchssäulen erfolgte hier wahrscheinlich vor allem an Humuspartikel des Kompostes. Insgesamt war der Anteil an organischem Material in Böden der Experimente verhältnismäßig gering, das Filtersubstrat enthielt mehr als 90 % Sand, so dass die gebunden Mengen nur wenige Milligramm betragen. Die niedrige Auswaschung von Kupfer wurde im Experiment zu Abbau

und Retention von Schadstoffen durch die Bepflanzung weiter reduziert. Neben der Aufwärtsbewegung des Transpirationsstromes können Gründe dafür die **Adsorption von Schwermetallionen** an Oberflächen von Mikroorganismen (Bakterien, Pilzhyphen usw.) und an Mucilage oder Mucigel<sup>7</sup> von Pflanzenwurzeln (LEYVAL et al. 1997) sein. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) von Wurzeln wurde von JONER und Mitarbeitern (2000) bestimmt und liegt bei *Trifolium subterraneum* zwischen 71 und 307 mmol<sub>c</sub>/kg (frische und getrocknete Wurzeln). Böden haben je nach Textur und Zusammensetzung eine KAK von 50–1000 mmol<sub>c</sub>/kg (GISI 1997). Da die KAK vornehmlich von Ton-Humus-Komplexen gebildet wird, haben Sandböden eine sehr niedrige KAK (reiner Sand ca. 2 mmol<sub>c</sub>/kg). Durch eine Bepflanzung kann also gerade in Bodenfiltern, deren Substrat hauptsächlich aus Sand besteht, die Kationenaustauschkapazität erhöht und damit die Retention von anorganischen Stoffen wie z.B. Schwermetallen gefördert werden.

Die Auswaschung von Schwermetallen wurde im durchgeführten Experiment durch eine Mykorrhizierung allerdings nur bei einer gleichzeitigen Salzdotierung verringert. Erwartet wurde eine reduzierte Auswaschung bei Anwesenheit der Mykorrhiza, da das weitverzweigte **Hyphennetz** im Boden ein großes Potential zur Retention von Schwermetallen besitzt. Das arbuskuläre Mycel kann eine unterschiedliche Hyphendichte aufweisen und dabei einen Länge von 8–20 km Hyphen pro Liter Boden erreichen (SCHREINER et al. 1997 in: ANDRADE et al. 1997). Die Kationenaustauschkapazität von pilzlicher Biomasse beträgt zudem ein Vielfaches der KAK von Wurzeln und wird von JONER und Mitarbeitern (2000) mit 2200–2500 mmol<sub>c</sub>/kg (bei *Glomus*-Arten) angegeben. GONZALEZ-CHAVEZ und Mitarbeiter (2002) maßen Werte von 200–4500 mmol<sub>c</sub>/kg (bei *Glomus*-Arten) und stellten eine maximale Sorption von Kupfer von 13,8 mg/g TG Mycel fest. Die Oberflächenvergrößerung durch das extraradikale Mycel (ERM) und dessen Adsorption von Schwermetallen an die Zellwände der Hyphen ist aber nur ein Aspekt der positiven Wirkung von arbuskulären Mykorrhizapilzen in der Rhizosphäre: In den eigenen Experimenten mit *Lythrum salicaria* wurde die Bildung von mehr Wurzelbiomasse durch eine Mykorrhiza beobachtet. Dies dokumentierten auch WEISSENHORN und Mitarbeiter (1995 b). So vergrößert sich die Oberfläche mit möglichen Bindungsstellen für Schwermetalle und es kommt zu einem größeren Eintrag von organischer Substanz, mit der Schwermetallkomplexe gebildet werden können. Als weiterer Aspekt wird die Rolle von **Glomalin** zur Biostabilisation von Schwermetallen diskutiert (GONZALEZ-CHAVEZ et al. 2004). Glomalin ist ein unlösliches und abbauresistentes Glycoprotein, welches von allen arbuskulären Mykorrhizapilzen in großen Mengen produziert wird und zur Aggregatstabilisierung im Boden beiträgt. GONZALEZ-CHAVEZ und Mitarbeiter (2004) wiesen die Bindung von Kupfer, Blei und Cadmium durch Glomalin nach.

Im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen waren Unterschiede der **Kupfergehalte in Böden** der Versuchstöpfe zwischen mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten nach **9 Versuchswochen** vorhanden, wobei nicht-mykorrhizierte Ansätze höhere Boden-Kupfergehalte aufwiesen. Dies würde wider Erwarten einer stärkeren Aufnahme von Kupfer in die Wurzeln durch die Mykorrhiza entsprechen. Mehrere Erklärungsansätze sind denkbar:

- (1) Eventuell ist der Gehalt von Kupfer im Boden nicht hoch genug, um eine Schutzfunktion hervorzurufen und durch die Mykorrhiza wird verstärkt Kupfer in die

---

<sup>7</sup> **Mucilage:** poysaccharidhaltiger Schleim, wird abgegeben von Wurzelzellen (Wurzelspitze, Rhizodermis inkl. Wurzelhaare) und entsteht durch bakterielle Degradation von toten Rhizodermiszellen (BOWEN & ROVIRA 1991). **Mucigel:** gelatinöser Belag an der Wurzeloberfläche welcher aus Exsudaten, Diffusaten, Mucilaten (Mucilage), Lysaten der Wurzel; sowie aus Bakterien und ihren metabolischen Produkten plus Bodenkolloiden und org. Substanz gebildet wird (BOWEN & ROVIRA 1991, GISI 1997).

Pflanze aufgenommen. (Im Experiment wurden nur Sprossgehalte bestimmt, die Anreicherung in der Wurzel könnte theoretisch höher sein, vgl. Kap 4.7.1, Seite 147).

- (2) Das aus dem Boden aufgenommene Kupfer wurde im Mycel chelatisiert, z.B. über Polyphosphate oder Metallthioneine, auf diese Art festgelegtes Kupfer wurde mit der Extraktionsmethode nicht erfasst.
- (3) Ein Teil des im Boden vorhandenen Kupfers entzog sich der Probennahme des Bodens, da es an Wurzeln und direkt assoziierten Hyphen gebunden war und dort verblieb. Ohne eine Mykorrhizierung wurde weniger Kupfer an den Wurzeln adsorbiert.

Da Kupfer im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen im Boden kaum verlagert wurde und im Sickerwasser sehr geringe Konzentrationen vorhanden waren, kann eine verstärkte Auswaschung durch den Einfluss der Mykorrhiza nicht die Ursache für die niedrigen Boden-gehalte mit Mykorrhiza bei ebenfalls niedriger Aufnahme von Kupfer in die Sprossachse sein.

Nach **20 Versuchswochen** war ein umgekehrter Effekt zu verzeichnen: Böden mit nicht-mykorrhizierten Pflanzen hatten tendenziell niedrigere Kupfergehalte. Der Umstand könnte entsprechend der obigen Theorien hervorgerufen worden sein durch:

- (1) Die Kupfer-Anreicherung in den mykorrhizierten Pflanzen hat kritische Gehalte erreicht und es wird kein weiteres Kupfer mehr akkumuliert, was in nicht-mykorrhizierten Varianten jedoch der Fall ist.
- (2) Die Aufnahme in die nicht-mykorrhizierten Pflanzen übersteigt nun die Rate der Mycelbindung der Mykorrhiza und führt so zu den niedrigeren Kupfergehalten der Böden.
- (3) Der Effekt ist weiterhin vorhanden, wird aber von anderen Faktoren wie beispielsweise einer stärkeren Aufnahme in nicht-mykorrhizierten Pflanzen überlagert.

Die Unterschiede der Boden-Kupfergehalte nach 20 Versuchswochen sind allerdings sehr gering und nicht signifikant. Unter Einfluss einer zusätzlichen Salzdotation wurden die Ergebnisse tendenziell gespiegelt, Unterschiede in bepflanzten Varianten sind ebenfalls nicht signifikant. Abschließend kann nicht vollständig aufgeklärt werden, worin die Ursachen für diese unterschiedlichen Kupfergehalte der Böden liegen.

Die Adsorption von Kupfer an Hyphen und an das von Mykorrhizapilzen produzierte Glycoprotein Glomalin, sowie die Speicherung im Mycel bieten wichtige Möglichkeiten zur Retention von Schwermetallen durch arbuskuläre Mykorrhizapilze. Bei der Probennahme verblieb das Mycel der arbuskulären Mykorrhizapilze weitgehend im Boden. An das ERM oder an Glomalin gebundenes Kupfer wurde durch die gewählte Extraktionsmethode mit Na-EDTA miterfasst (siehe Kap. 4.1.4), so dass dessen Bindungskapazität im Boden in diesem Versuch nicht dargestellt werden konnte. Daher konnten lediglich Unterschiede durch eine Aufnahme von Kupfer in pflanzliche, pilzliche oder mikrobielle Biomasse aufgezeigt werden.

Anders verhält es sich allerdings bei der Analyse der **Sickerwässer** aus dem Experiment: Durch die verbesserte Bindungskapazität sollte in Varianten mit Mykorrhiza die Auswaschung von Kupfer reduziert sein und sich im Messergebnis niederschlagen. Die **Frachtberechnungen** zeigten jedoch im Gegenteil bei einer Mykorrhizierung der Pflanzen eine höhere Auswaschung des Schwermetalls, obwohl die pH-Werte in mykorrhizierten Böden höher waren und dies einer Auswaschung eher entgegen wirkt (LEWANDOWSKI 1997). Die pH-Werte der Böden lagen aber noch im neutralen bis leicht alkalischen Bereich, die Verfügbarkeit von Kupfer wird hier nach Ergebnissen von HORNBERG & BRÜMMER (1993) nicht erhöht (siehe auch Kap. 4.8.2). Aus den mykorrhizierten Varianten wurden auch geringere Mengen an Huminstoffen ausgewaschen, wie die optische Beurteilung des Sickerwassers ergab. Hierdurch sollten ebenfalls Schwermetalle besser im Bodenkörper zurückgehalten werden. Bei Betrachtung der gemessenen Kupfer-



**Konzentrationen** des Sickerwassers hingegen (siehe Anhang Tab. XIV), wiesen nicht-mykorrhizierte Varianten einen höheren Austrag an Kupfer auf. Dass die berechneten Frachten niedriger als bei mykorrhizierten Varianten waren, ergab sich durch die erhöhte Transpirationsrate bei Pflanzen ohne Mykorrhiza: Es befand sich zwar mehr Kupfer im Sickerwasser aus Böden mit nicht-mykorrhiziertem *Lythrum salicaria*, die anfallende Menge des Wassers war aber geringer als bei mykorrhizierten Varianten, was im Experiment „unterm Strich“ zu einem niedrigeren Austrag von Kupfer führte. Der Rückschluss, dass aus bepflanzten Bodenfiltern ohne Mykorrhizierung weniger Schwermetalle ausgewaschen würden, ist trotzdem voreilig: Der Wassereintrag bei Regenereignissen in der Praxis kann ein Vielfaches der Menge betragen, die sofort von Pflanzen aufgenommen werden kann. Die zahlreichen zusätzlichen Bindungsstellen für eingetragene Schwermetalle des arbuskulären Mycels sind gerade bei der schnellen Passage durch den Boden ein wichtiger Faktor zur Retention der Schwermetalle.

In Ausnahmesituationen wie Unfällen oder illegale Einleitungen können ungewöhnlich große Mengen an Schwermetallen mit dem Oberflächenabwasser auf einen Bodenfilter gelangen. Im Aufbau eines bepflanzten Bodenfilters ist ein Retentionsbecken vorgesehen, indem sich Schwebstoffe absetzen und mit ihnen auch einen Teil der Schwermetalle ins Sediment verlagern. Schäden an der Bepflanzung sind durch die dann auf den Filter eingetragenen Mengen nicht zu erwarten. In den durchgeführten Experimenten kam es zwar zum Absterben einiger Versuchspflanzen durch die Dotierung mit Schwermetallen, dies war aber nur der Fall, als keine Teildotierung erfolgte und die gesamte Menge an Schwermetallen in einer Dosis in Form von in Wasser gelösten und pflanzenverfügbaren Ionen aufgebracht wurde. Zudem entsprach die in den Experimenten dotierte Dosis der berechneten Summe an Schwermetallen, welche bei normalbelasteten Abflüssen in fünf Jahren in einen bepflanzten Bodenfilter eingetragen würde und entspricht damit einem „worst-case-scenario“ im Gegensatz zu den alltäglichen Bedingungen.

Die Ergebnisse dieser Arbeit weisen darauf hin, dass bei einem Eintrag von wenig mobilen Schwermetallen über einen längeren Zeitraum in einem bepflanzten Bodenfilter eine kontinuierliche Festlegung und Immobilisierung der Metalle durch die Symbiose von Pilz und Pflanze möglich ist. Die dotierte 5-Jahres-Fracht entspricht zwar Schwermetallgehalten im Boden unterhalb von Grenzwerten der Klärschlammverordnung (siehe Tabelle 43), liegt aber um ein Vielfaches höher als die Grenzwerte der Bioabfallverordnung für Sandböden (diese entspricht den Vorsorgewerten der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung) und ist damit auch gegenüber unbelasteten Böden noch als verhältnismäßig hoch einzustufen.

**Tabelle 43: Grenzwerte verschiedener Verordnungen für Kupfer und Zink in Böden im Vergleich mit Angaben für unbelastete Böden und der im Experiment dotierten Menge der Schwermetalle. \*Angaben aus SCHEFFER (2002)**

	Klärschlamm- verordnung * [mg/kg TS]	Bioabfallverordnung Sandböden * [mg/kg TS]	unbelastete Böden * [mg/kg TS]	dotierte 5-Jahres-Fracht [mg/kg TS]
<b>Kupfer</b>	60	20	2-40	50
<b>Zink</b>	200	60	10-80	150

*Lythrum salicaria* hat ungefähr 0,01 % Kupfer und 0,2 % Zink im Spross (TG) akkumuliert und liegt damit unter der Grenze für die Einstufung als Hyperakkumulator dieser Elemente (GARDEA-TORRESDEY et al. 2005). Dennoch übersteigen die aufgenommenen Mengen beim Wachstum in den dotierten Böden die Pflanzengehalte der Elemente unter natürlichen Bedingungen um das 50-fache für Kupfer und das 100-fache für Zink (Normalgehalte:

2–20 µg/g Kupfer nach MENGEL (1991) und nach HOCK & ELSTNER (1984) unter 200 µg/g Zink). Dieser Effekt gewährleistet einen guten Beitrag zum Entzug der Schwermetalle aus dem Boden und verhindert das Risiko der Auswaschung, ohne die oberirdischen Pflanzenteile stark zu belasten. Bei einer Mahd des Pflanzenbestandes kann so die oberirdische Biomasse problemlos entsorgt und kompostiert werden, die Grenzwerte für Schwermetalle in Komposten betragen nach BIOABFV (1994) 70 mg/kg Kupfer und 300 mg/kg Zink.

Die Mechanismen der Schwermetallretention in bepflanzten Bodenfiltern werden durch eine Mykorrhizierung der eingesetzten Vegetation erweitert. Zum Einfluss der Rhizosphäre kommt derjenige der Mykorrhizosphäre hinzu. Die verschiedenen Vorgänge sind in Abbildung 50 übersichtlich dargestellt. Die Aufnahme von Schwermetallen in das pflanzliche Gewebe über die Wurzel und deren Festlegung (Wurzelspeicherung) kann durch eine Mykorrhiza gefördert werden, wie Ergebnisse dieser Arbeit zeigen. Gleichzeitig kann die Pflanze vor toxischen Gehalten in die oberirdischen Pflanzenteile geschützt werden. Zusätzlich sind arbuskuläre Mykorrhizapilze in der Lage, Schwermetalle in den externen Hyphen zu speichern (Mycelspeicherung) oder in der Mykorrhizosphäre an die Hyphenzellwände oder Glomalin zu adsorbieren. Auf diese Arten kann die Mykorrhiza die Toleranz der Pflanze gegenüber Schwermetallen im Boden steigern, aber auch die Verflüchtigung und die Auswaschung verringern und über eine Anregung der Bodenmikrofauna die Festlegung in mikrobielle Biomasse erhöhen.

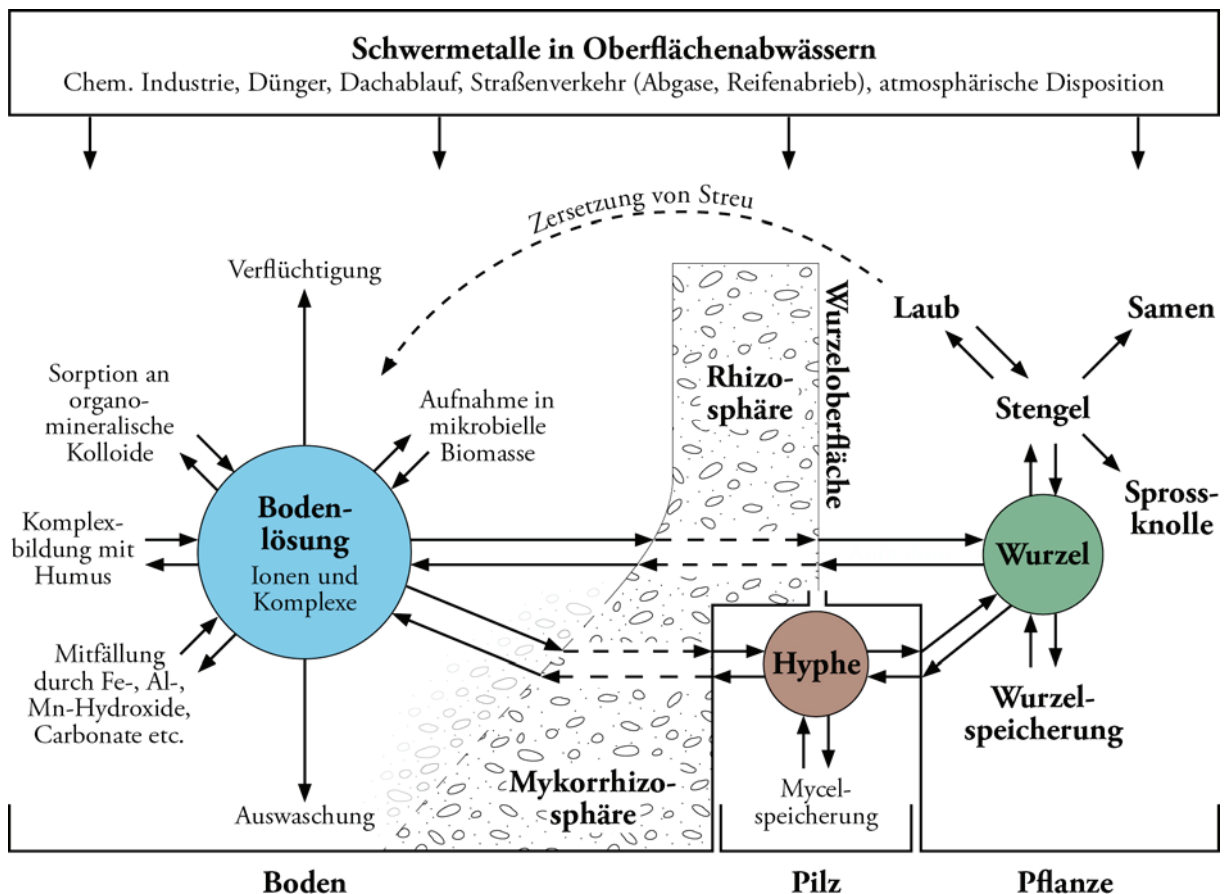


Abbildung 50: Das System Pflanze-Boden mit den Schlüsselfaktoren der Schwermetalldynamik, verändert nach ALLOWAY (1999), erweitert um die Mechanismen von arbuskulären Mykorrhizapilzen.

## 4.8 Einfluss von Tausalzeinwaschungen in Bodenfilter

### 4.8.1 Auswirkungen von Salz auf Boden und Pflanze

Neben der direkten osmotischen Wirkung des Salzes auf Organismen verändern hohe Salzgehalte die Bodenbedingungen auf verschiedene Weise und wirken sich damit auf das Bodenleben aus: Im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen führte die Anreicherung von Natriumchlorid im Boden zu einer Erhöhung der **pH-Werte** um eine ganze Einheit, was für die Aktivität von Boden-Mikroorganismen entscheidende Folgen haben kann, da Mikroorganismen für ihr optimales Wachstum einen spezifischen pH-Wert benötigen (MADIGAN et al. 2001). Ein Überangebot von  $\text{Na}^+$  in der Bodenlösung zieht Austauschreaktionen nach sich, bei denen  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  von Bodenkolloiden desorbiert und dann durch Komplexbildung mit  $\text{Cl}^-$  leicht verlagert werden. Es kommt zu einer Auswaschung von Nährstoffen. Bei hoher Wassersättigung werden schließlich die adsorbierten  $\text{Na}^+$ -Ionen gegen  $\text{H}^+$  (aus dem dissoziierten Wasser) ausgetauscht und bilden mit  $\text{OH}^-$ -Ionen Natronlauge, woraus eine Alkalisierung des Bodens resultiert. (Nach WRESOWAR & SIEGHARDT 2000 und SCHEFFER 2002). Da die **Auswaschung** von Ionen als Anstieg der Leitfähigkeiten im Sickerwasser im eigenen Experiment nachgewiesen wurde, wird auch die damit einhergehende Auswaschung von Nährstoffen aus den Böden der Versuchstöpfe angenommen. Ein stärkerer Nährstoffmangel wurde bei den Versuchspflanzen mit Salzdotierung zwar nicht explizit dokumentiert, könnte aber neben der direkten Wirkung des Salzes eine weitere Ursache für das eingeschränkte Wachstum von Blutweiderich während des Experimentes sein. Eine Messung der Nährstoffgehalte in Boden oder Sickerwasser konnte allerdings nicht durchgeführt werden.

Die Dotierung mit Salz förderte im Experiment ganz deutlich die Auswaschung von Huminstoffen, zu erkennen an der dunklen Färbung des Sickerwassers aus  $\text{NaCl}$ -dotierten Ansätzen. Im Zuge der „Podsolierung“ werden wasserlösliche, niedermolekulare Huminstoffe z.B. Fulvosäuren normalerweise nur unter sauren Bodenbedingungen ausgewaschen (SCHEFFER 2002). Durch die Komplexbildung mit  $\text{Na}^+$  oder  $\text{Cl}^-$  wurden im Experiment Huminstoffe bei neutralen bis alkalischen Bedingungen verlagert.

Salzstress hat vielfältige Auswirkungen auf **Pflanzen**. Der Eintrag von Salzen in den Boden ruft in erster Linie Wassermangel und Trockenschäden hervor, da die Anreicherung von osmotisch wirksamen ( $\text{NaCl}$ -)Ionen in der Bodenlösung die Wasseraufnahme über die Wurzeln erschwert. Bei starken Belastungen sind äußerlich anfangs Nekrosen von Blattspitzen und Blatträndern zu beobachten, später setzen vorzeitige Vergilbung und Laubfall ein (HOCK & ELSTNER 1984). Beim Vortest der Salzdotierung wurde solche Schäden an den Pflanzen bei höchster Dosierung (3 g  $\text{NaCl}$  pro Woche in einer Konzentration von 20 g/l) beobachtet. Diese hohe Dotierung war zur Absicherung vor einer letalen Dosis verabreicht worden, erreichte sie aber nicht. Die anhand von Literaturdaten berechnete Salzbelastung in einem Bodenfilter von ca. 1 g pro Woche rief während des Versuches keine Nekrosen mehr hervor und kann damit für Blutweiderich noch als pflanzenverträglich eingestuft werden. Anhand der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) wird Blutweiderich als „salzertragend“ bewertet, was die Art als Bewuchs für Bodenfilter besonders eignet und eine wichtige Ergänzung zu nicht salzertragenden Arten wie *Phragmites australis* oder *Filipendula ulmaria* darstellt.

Während des Experimentes zeigte *Lythrum salicaria* in salzdotierten Ansätzen ein eingeschränktes Wachstum, die Salztoleranz der Art wurde von den Versuchsbedingungen offenbar überschritten. Salzstress führt zu einem erhöhten Energiebedarf in der Pflanze wenn der Stoffwechsel an die veränderten Bedingungen angepasst wird. Zur Umkehr des osmotischen Gradienten bzw. zur Aufrechterhaltung des Wasserpotentialgradienten müssen von der Pflanze

vermehrt Zucker und/oder Salze in den Wurzeln angereichert werden. Als Osmotikum dient dabei zumeist das NaCl aus der Umgebung (LÜTTGE et al. 1994). Da aber hohe Gehalte von Na<sup>+</sup> im Cytoplasma negative Auswirkungen auf verschiedene Stoffwechselfvorgänge (HOCK & ELSTNER 1984) wie Photosynthese und Proteinsynthese (OUZIAD 2003) haben, indem sie Enzym- und Reaktionssysteme schädigen, wird NaCl in den Vakuolen gespeichert (LÜTTGE et al. 1994). Um den osmotischen Gleichgewichtszustand in den Zellen wieder herzustellen, müssen auch im Cytoplasma osmotisch aktive Substanzen angereichert werden, die Proteinstrukturen und Membransysteme nicht beeinflussen. Die Pflanze synthetisiert hierzu Prolin, Betaine und Zuckeralkohole wie Glycerol, Sorbitol und Mannitol (LÜTTGE et al. 1994). Solche Vorgänge verbrauchen zusätzliche Energie, welche den Stoffwechsel der Pflanzen belastet und sich in langsamerem Wachstum und einem eingeschränkten Aufbau von Biomasse äußert. Dieser Effekt wurde auch an *Lythrum salicaria* unter Salzdotierung im Experiment beobachtet. Die Pflanzen blieben bei Salzdotierung kleiner als Exemplare in Kontrollböden und besaßen niedrigere Wurzelgewichte. In Folge des schlechteren Wachstums waren in Ansätzen mit Salzdotierung auch die Transpirationsraten der Pflanzen niedriger als ohne Salzzugabe, ein entsprechend höherer Wasserdurchfluss wurde ebenfalls dokumentiert. Vor allem bei bepflannten Varianten fallen im Vergleich mit anderen Ansätzen die großen Unterschiede der Wasserdurchflüsse auf. Hier sind vermutlich nicht nur die kleineren Pflanzen die Ursache, sondern auch die erschwerte Aufnahme des Wassers.

Das dotierte Salz und/oder andere Ionen reicherten sich während der Versuchslaufzeit in den Böden an, wie die Messungen der Leitfähigkeiten der Böden zeigen. Gleichzeitig wurden auch zunehmende Mengen von Salzen ausgewaschen wie die Messungen der Leitfähigkeiten im **Sickerwasser** beweisen. Durch die Bepflanzung konnte eine Auswaschung von Salz nicht verhindert werden. Im Gegenteil wurden aus bepflannten Varianten mehr Salze ausgewaschen, wobei es sich allerdings nicht nur um das dotierte NaCl handeln muss – die Methodik der Leitfähigkeitsmessung ist hier unspezifisch. Der gleiche Effekt wurde auch in den nicht mit Salz dotierten Ansätzen festgestellt, woraus geschlossen wird, dass durch die Messmethode auch Exsudate der Pflanzen erfasst wurden. Die Größenunterschiede zwischen den gemessenen Leitfähigkeiten des Sickerwassers von bepflannten und unbepflannten Varianten sind in den salzdotierten Ansätzen allerdings unverhältnismäßig hoch, so dass hieraus geschlossen wird, dass durch die Wirkung des Salzes auch von Pflanzenwurzeln exsudierte Ionen stärker verlagert und ausgewaschen werden.

In **Böden** wurden ebenfalls in bepflannten Varianten höhere Leitfähigkeiten festgestellt, die einerseits mit der Retention der Salze im Boden durch die Aufwärtsbewegung des Transpirationssoges zu erklären sind. Andererseits werden durch die Methodik wie bereits erwähnt auch pflanzenbürtige Ionen im Boden gemessen. Anhand der Messergebnisse aus nicht-salzdotierten Ansätzen ist dies allerdings nicht so klar zu belegen wie im Sickerwasser, da bei Bodenproben die Varianz der Daten größer ist und nur zwei Probennahmen zur Auswertung zur Verfügung stehen. Aus den Daten wird ersichtlich, dass bei nicht-mykorrhizierten Varianten die Salzanreicherung im Boden größer war. Die Ursache liegt in den erhöhten Transpirationsraten von nicht-mykorrhizierten Pflanzen.

Im durchgeführten Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten wirkte sich die Salzdotierung in den beiden Variationen (wöchentliche und tägliche Dotierung) hemmend auf die **Mykorrhizierung** von *Lythrum salicaria* aus: In salzdotierten Ansätzen waren die ermittelten Mykorrhizierungsgrade deutlich geringer als ohne Salzzugabe, unabhängig davon, ob täglich oder wöchentlich mit Salzlösung gegossen wurde. Die Ergebnisse werden durch Untersuchungen von AL-KARAKI (2000) bestätigt, in denen mit steigender Salinität im Boden eine geringere

Kolonisation in Tomaten (*Lycopersicon esculentum*) mit *Glomus mosseae* verzeichnet wurde (ebenso AL-KARAKI et al. 2001). CANTRELL & LINDERMAN (2001) dokumentierten den gleichen Effekt bei Salat (*Lactuca sativa*) und Zwiebeln (*Allium cepa*).

Weiterhin wurden die **Vitalität** der Wurzeln, die Bildung neuer Wurzeln und damit die Wurzelbiomasse durch eine Salzdotierung negativ beeinflusst, was die Bedeutung einer Mykorrhiza unter Salzstress hervorhebt. Der positive Einfluss der Mykorrhizierung auf die Wurzeltrockengewichte war nämlich größer als die Hemmung der Wurzelbildung durch das Salz. Eine Mykorrhiza kann die Toleranz der Pflanzen gegenüber hohen Salzgehalten steigern, wie Experimente von GIRI et al. (2007), JAHROMI et al. (2008) und SHENG et al. (2008) belegen. Pflanzen mit Mykorrhizierung zeigten schon allgemein während des Versuches eine bessere Vitalität, aber dies konnte gerade auch bei einer Salzdotierung bestätigt werden (siehe Kap. 3.4.4). Die positive Wirkung einer Mykorrhiza auf Pflanzen unter Salzstress wurde u.a. von AL-KARAKI und Mitarbeitern (2001), CANTRELL & LINDERMAN (2001) und RUIZ-LOZANO (2003) dokumentiert. Die Verminderung des osmotischen Stresses, der sich für die Pflanze als Trockenstress darstellt, geschieht im Endeffekt über eine bessere Wasserversorgung in mykorrhizierten Pflanzen. Einerseits kann über das extraradikale Hyphennetz ein größerer Bodenraum erschlossen werden, andererseits dringen die viel dünneren Pilzhyphen (1–3 µm) in Bodenporen ein, die den größeren Wurzelhaaren (10–20 µm) und den Feinwurzeln (1–5 mm) verschlossen bleiben. Dass für Hyphen erreichbares Wasser in die Pflanze weitergeleitet wird, wiesen RUIZ-LOZANO & AZCON (1995, in RUIZ-LOZANO 2003) in einem Kompartimentierungs-Experiment nach. RUIZ-LOZANO (2003) postuliert eine höhere Prolin-Akkumulation in mykorrhizierten Pflanzen als eine Unterstützung der pflanzlichen Osmo-Regulation durch die Mykorrhiza. Es wurden jedoch genauso auch niedrigere Gehalten von Prolin und ähnlichen osmotisch wirksamen Substanzen wie Zuckern unter Mykorrhizierung gefunden, die AUGÉ (2001) auf eine bereits vorhandene bessere Vermeidung von Trockenstress zurückführt. Wird davon ausgegangen, dass Pflanzen stets die gleichen Mengen an Wasser benötigen und durch die Mykorrhiza die Aufnahme erleichtert wird, so müsste sich dies im Experiment theoretisch in geringeren Sickerwassermengen zeigen. Anhand der über das Sickerwasser berechneten Transpirationsraten konnte im Experiment bei mykorrhizierten Varianten aber keine bessere Wasserversorgung nachgewiesen werden (vgl. Anhang Abb. V). Die Wasseraufnahme wurde prozentual zur Gießmenge durch eine Mykorrhiza nicht gesteigert, sondern verringert. Der Grund hierfür muss in einem höheren **Wasserbedarf** der nicht-mykorrhizierten Pflanzen liegen, der im Experiment wahrscheinlich durch Nährstoffmangel hervorgerufen wurde. Pflanzen nehmen Nährstoffe mit dem Wasser diffusiv auf, die Auswaschung von verfügbaren Nährstoffen wird durch Salzeinfluss zusätzlich beschleunigt, so dass zur Kompensation die Wasseraufnahme von der Pflanze gesteigert wird. In mykorrhizierten Pflanzen kann das Defizit durch die bessere Nährstoffversorgung über das Hyphensystem im Boden ausgeglichen werden.

Sämtliche Versuche wurden während der Vegetationsperiode durchgeführt, weshalb die Ergebnisse nur Hinweise auf die tatsächlichen Einflussnahmen auf das System Boden-Pilz-Pflanze im Winter geben können. In der Praxis wird ein Eintrag von Salzen in den bepflanzten Bodenfilter vornehmlich während der Ruhephase der Pflanzen im Winter stattfinden. Damit fallen Schäden an Wurzeln und Trockenstress für die Pflanzen wahrscheinlich geringer aus. Andererseits gilt es zu Bedenken, dass in Deutschland im Winter geringere Niederschlagsmengen anfallen als im Sommer und eingespülte Salze dann langsamer ausgewaschen werden. Bei lang anhaltender Frostperiode werden evtl. auch zu Beginn der Vegetationsperiode mit der Schneeschmelze größere Mengen an Salzen in den Filter geschwemmt und neugebildete,

empfindliche Wurzeln durch den osmotischen Schock geschädigt. Die Ergebnisse der durchgeführten Experimente können nur erste Hinweise auf die Auswirkungen von Salz auf die Vitalität und Mykorrhizierung von Feuchtgebietspflanzen in Bodenfiltern liefern, für eine umfangreiche Abschätzung der Folgen wären weitere Untersuchungen im Winter bzw. in der Ruhephase der Pflanzen nötig.

#### 4.8.2 Wirkung von Salz auf Schadstoffabbau oder Retention von Schwermetallen

Die **Mineralisation von MKW und PAK** wird durch höhere Kochsalzgehalte im Boden zunehmend verschlechtert wie Untersuchungen von MINAI-TEHRANI und Mitarbeitern (2006 und 2009) ergaben. Die gleiche Wirkung auf die MKW-Gehalte konnte auch im durchgeführten Experiment beobachtet werden. Durch die Zugabe von Kochsalz wurde der Abbau von MKW tendenziell nachteilig beeinflusst: Ansätze mit Salzdotierung zeigten höhere Restgehalte an MKW als solche ohne Salz. MINAI-TEHRANI und Mitarbeiter (2006) vermuten, dass die reduzierten Abbauraten durch hemmende Effekte des Salzgehaltes auf das Bakterienwachstum zustande kommen. Ähnliche Beobachtungen machten auch ULRICH und Mitarbeiter (2009), die eine Verzögerung des Abbaus bei Salzgehalten über 1 % (w/v) oder verlängerte lag-Phasen und niedrigere Mineralisationsraten für Aliphate und Aromate in Böden feststellten. Änderungen des pH-Wertes wurden in diesem Zusammenhang jedoch weder von MINAI-TEHRANI und Mitarbeitern (2006, 2009) noch von ULRICH und Mitarbeitern (2009) untersucht. Da Bakterien neutrale pH-Werte bevorzugen und Abweichungen das mikrobielle Wachstum und die Aktivität stark einschränken können (HOFFMANN & VIEDT 1998), stellt der pH-Wert für den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen einen entscheidenden Faktor dar. Die Alkalisierung des Bodens durch Salzanreicherung ist folglich der Grund für die Hemmung des MKW-Abbaus.

Auf die **Kupfergehalte** der Bodenproben konnte überraschenderweise kein Einfluss des Salzes nachgewiesen werden, obwohl Chloride mit Schwermetallen gut lösliche Komplexe bilden und diese so mobilisieren (LEWANDOWSKI et al. 1997). Die Auswaschung von Kupfer wurde zwar bei Salzdotierung in der Variante ohne Mykorrhiza gefördert, blieb allerdings insgesamt in einem sehr niedrigen Bereich weniger Mikrogramm ohne signifikanten Unterschied zu anderen Varianten. Dies bedeutet, dass Kupfer in den Experimenten durch Chlorid offenbar kaum mobilisiert wurde. Die Löslichkeit von Schwermetallen ist bei neutraler Bodenreaktion in der Regel gering (LEWANDOWSKI et al. 1997), für Kupfer erhöht sich die Löslichkeit im alkalischen Bereich ungefähr ab einem pH-Wert von 7,5 (in  $\text{CaCl}_2$ , HORNBERG & BRÜMMER 1993). Die Alkalisierung durch Salz in dotierten Böden im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen steigerte den pH auf Werte zwischen 7 und 8 (vgl. Abbildung 46). Der in den durchgeführten Versuchen in destilliertem Wasser gemessene pH-Wert liegt allerdings um ca. eine halbe Einheit höher als in  $\text{CaCl}_2$ , so dass der für die Mobilisierung von Kupfer in HORNBERG & BRÜMMER (1993) angegebene Wert durch die Dotierung mit Salz im Experiment nicht erreicht wurde.

Die potentiell verstärkte Auswaschung von Schwermetallen und die Alkalisierung des Bodens mit ihren Auswirkungen auf die Bodenmikroorganismen machen den Eintrag von Salzen durch Taumittel in einem bepflanzten Bodenfilter zu einer erhebliche Belastung für das kleinräumliche Ökosystem. Außerdem trägt Salz zur Verschlammung und Dichtlagerung des Bodens bei (SCHEFFER 2002), was unter ungünstigen Bedingungen die Kolmation eines Filters fördern könnte. Die Bepflanzung wirkt dem jedoch entgegen (siehe nächstes Kapitel) und wird in ihrer

Vitalität und der Biomassebildung unter Salzstress durch die Mykorrhizierung entscheidend unterstützt. Die Ergebnisse des Experimentes weisen außerdem darauf hin, dass durch eine Mykorrhiza die Auswaschung von Schwermetallen unter Salzeinfluss verringert werden kann.

## 4.9 Rolle der Bepflanzung von Bodenfiltern

Die Bepflanzung spielt eine entscheidende Rolle für die Reinigungsleistung eines Bodenfilters. Sie verhindert die Kolmation des Filters, trägt zum Eintrag von Sauerstoff in das Substrat bei und ist in der Lage, Schwermetalle aufzunehmen (LFU 2002). Im durchgeführten Experiment war durch die Bepflanzung von Töpfen und Säulen vor allem ein niedrigerer Wasserdurchfluss in den Versuchsgefäßen zu verzeichnen, der von der **Transpirationsleistung** der Pflanzen herrührte. Dies hat verschiedene Auswirkungen auf die Eigenschaften eines Bodenfilters:

Die Aufwärtsbewegung des Wassers durch den Transpirationssog bedingt eine längere Verweildauer der eingetragenen Stoffe im belebten Boden, wodurch ein umfangreicherer Abbau oder eine bessere Festlegung der eingetragenen Stoffe an Oberflächen erfolgen kann. Auch führt der Rhizosphäreneffekt zu verbesserten Abbauvoraussetzungen für organische Stoffe und das Hyphennetzwerk der arbuskulären Mykorrhizapilze trägt zur Retention von Schwermetallen bei. Ohne Bepflanzung wurden im Experiment höhere Kupfergehalte in den dotierten Böden der Töpfe festgestellt, da eine Aufnahme von Kupfer in die Pflanzen nicht erfolgen konnte. Gleichzeitig kam es zu einer leichten Auswaschung von Kupfer, begünstigt durch deutlich niedrigere pH-Werte der unbepflanzten Böden (die Kupferkonzentrationen im Sickerwasser waren höher in unbepflanzten als in bepflanzten Varianten). In den Versuchssäulen war die Auswaschung von Kupfer insgesamt viel geringer als in den Topfversuchen. Dies erklärt sich durch die längere Bodenpassage des Wassers und dem Kontakt mit mehr (ad)sorbierender Oberfläche. Vor allem aber ist Kupfer im Boden wie bereits erwähnt wenig mobil und wird deshalb nur langsam verlagert. Doch auch in den Versuchssäulen kam es in der unbepflanzten Variante zu einem etwas höheren Austrag an Kupfer als bei einer Bepflanzung mit *Lythrum salicaria*. Eine nennenswerte Kupfer-Verlagerung von der Oberfläche in die darunter liegende Bodenschicht der Säule geschah gleichfalls am ehesten in der Variante ohne eine Bepflanzung. In Lysimeterexperimenten des Projektes wurde ebenso eine leichte Zunahme der Verlagerung von Kupfer ohne eine Bepflanzung festgestellt (DOBNER & HOLTHUIS 2007).

Die Berechnung der absoluten **Kupfergehalte** der Versuchssäulen ergab überraschenderweise niedrigste Gehalte in der unbepflanzten Variante (siehe Frachtberechnungen der Säulen in Kap. 3.4.8.2). Eine verstärkte Auswaschung ist nicht die Ursache, der zur Bilanzierung fehlende Anteil konnte auch nicht im Sickerwasser wiedergefunden werden, es enthielt nur Frachten von wenigen Mikrogramm Kupfer. Da Kupfer sich nicht verflüchtigt oder mikrobiell abgebaut wird, ist eine Erklärung für die Lücke in der Bilanz nur in einer stärkeren Verlagerung zu suchen, die jedoch nicht zu einer Auswaschung geführt hat. Möglich wären hier eine Anreicherung in der nicht untersuchten Kiesschicht am Boden der Säulen oder eine Anlagerung an die Innenwände der Versuchssäulen. Die Böden der unbepflanzten Varianten (in Töpfen) besaßen um bis zu eine Einheit niedrigere pH-Werte, was auch in den Versuchssäulen Ursache für die Verlagerung des Kupfers sein könnte, da Schwermetalle im sauren Milieu mobiler sind.

In Böden der bepflanzten Varianten wurde der **pH-Wert** im Laufe des Experimentes deutlich erhöht, in Varianten ohne Bepflanzung dagegen leicht gesenkt. Pflanzen geben bei der Nährstoffaufnahme gleich geladene Ionen an den Boden ab (Austauschadsorption, NULTSCH 2001). Dies trägt ebenso wie die Aufnahme von Ionen durch an Protonentransporter gekoppelte Transportprozesse zu Veränderungen von pH-Werten im Boden bei (SITTE et al. 1998). Eine

verstärkte Abgabe von  $\text{HCO}_3^-$  und die Aufnahme von Nährstoffen über einen Protonen-Symport (Cotransport) alkalisieren so das Substrat (MENGEL 1991, SITTE et al. 1998). Sowohl  $\text{NO}_3^-$  wie auch  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  und  $\text{Na}^+$  werden über einen Symport in die Zelle aufgenommen und auch die Abgabe von  $\text{Na}^+$  ist über einen „Antiport“ an eine Aufnahme von Protonen gekoppelt (SITTE et al. 2002), was die in bepflanzten Varianten stark gestiegenen pH-Werte bei der Salzdotierung erklärt.

Eine Bodenversauerung ist für die Pedogenese von Böden in humiden Klimaten ein natürlicher Prozess (SCHEFFER 2002), für den Versuchszeitraum wird hingegen angenommen, dass die Auswaschung von freigesetzten Basen diesen Effekt in unbepflanzten Varianten verursacht hat. Ein weiteres Absinken der pH-Werte in unbepflanzten Böden könnte sich ungünstig auf die optimalen Bedingungen für MKW-abbauende Mikroorganismen auswirken. Im Zeitraum des Experimentes wurden Werte unterhalb des Optimalbereiches von 6,5–7,5 (KÄSTNER 2001) allerdings nicht erreicht. Auf den Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen hat die Bepflanzung eine ganz klar fördernde Wirkung (FRICK et al. 1999, SCHWAB & BANKS 1999), die im durchgeführten Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen anhand niedrigerer MKW-Gehalte in bepflanzten Böden bestätigt werden konnte.

Der Vergleich der Reinigungsleistungen von bepflanzten und unbepflanzten Filtersystemen ergab in Untersuchungen von LEE & SCHOLZ (2007) nur geringe Vorteile einer Bepflanzung mit Schilf (*Phragmites australis*). YEH und Mitarbeiter (2009) dokumentierten dagegen eine verbesserte Retention von Kupfer und Zink durch *Typha latifolia* und *Phragmites australis*. Schilf wird zwar nach ELLENBERG et al. (1991) als Wechselwasserzeiger eingestuft, reagiert damit jedoch empfindlich auf längere Trockenperioden, wie sie in Bodenfiltern im Gegensatz zu Pflanzenkläranlagen, in denen Schilf erfolgreich verwendet wird, vorkommen. Durch die Auswahl von Feuchtgebietspflanzen die Trockenheit besser ertragen, wie z.B. *Lythrum salicaria* kann das Reinigungspotential einer Bepflanzung deutlich gesteigert werden. Weitere Feuchtgebietspflanzen wie Schwertlilien, Rohrkolben, Wasserschwaden und Binsen werden im Handbuch „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ (LFU 2002) aufgrund ihres starken Biomassenzuwachses als ungeeignet zur Bepflanzung genannt. Nach eigenen Erfahrungen wird die Gefahr einer Kolmation durch den Eintrag an organischer Feinsubstanz aus dem Bestandsabfall der Bepflanzung allerdings als gering bewertet. Sollte es tatsächlich zu einer starken Humusbildung an der Oberfläche kommen, kann dies durch eine Mahd des Bestandes im Herbst verhindert werden. Anfallende organische Substanz wird aber auch von Mikroorganismen umgesetzt und bietet neue Nährstoffe für die Bepflanzung. Eine Bedeckung mit abgestorbenen Pflanzenresten des Filters im Winter isoliert außerdem und kann das Durchfrieren verhindern, wodurch die Entstehung von Frostrissen und große Poren vermieden wird, durch die das Wasser „Abkürzungen“ nimmt, statt den Filterkörper zu durchlaufen.

Die Bepflanzung eines Bodenfilters stellt einen wesentlichen Faktor zur Verbesserung der Reinigungsleistung dar, indem sie den Filter physikalisch stabilisiert und sich auf die bodenchemischen Voraussetzungen für den Abbau und die Retention von Schadstoffen positiv auswirkt.



## 5 Zusammenfassung

Die in Norddeutschland übliche Behandlung von Abwässern im sogenannten Trennsystem sieht vor, Gewerbe- und Haushaltsabwässer in Kläranlagen zu reinigen und Regenwasser getrennt davon in Vorfluter (Flüsse oder Seen) abzuleiten. Die aus dem Regenwasser entstehenden Oberflächenabwässer sind jedoch zunehmend mit verschiedenen Schadstoffen belastet, welche eine Reinigung des abfließenden Regenwassers in geeigneten Anlagen, zum Beispiel bepflanzten Bodenfiltern, vor der Einleitung in die Gewässer erfordern. Um die Reinigungsleistung von Bodenfiltern zu optimieren, können verschiedene Feuchtgebietspflanzen mit Unterstützung einer Pilzsymbiose, der Mykorrhiza, eingesetzt werden. Inwieweit die Mykorrhizierung von bislang kaum zur Wasserreinigung eingesetzten Feuchtgebietspflanzen zu einer verbesserten Reinigungsleistung beiträgt, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht. Sie ist thematisch angelehnt an das abgeschlossene Drittmittelprojekt der Universität Bremen „Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen“. Die Auswahl von Pflanzenarten, Filtersubstrat, Mykorrhiza-Inokulum und dotierten Schadstoffen orientierte sich zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse an diesem Forschungsprojekt.

Zur Beantwortung der Fragestellung wurden Experimente mit ausgewählten Feuchtgebietspflanzen und einem handelsüblichen Mykorrhiza-Inokulum durchgeführt. Untersucht wurden dabei zum einen die Auswirkungen verschiedener, in Oberflächenabwässern vorkommender Schadstoffe auf die Mykorrhizierung der Pflanzen. Zum anderen sollten in Experimenten die Einflüsse der Mykorrhiza auf den Abbau von drei Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) C<sub>12</sub>, C<sub>15</sub>, C<sub>20</sub> und zwei polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) Phenanthren, Acenaphthen, sowie auf die Retention von zwei Schwermetallen Kupfer und Zink dargestellt werden. Weiterhin wurden Bestandteile von Kraftstoffen (Toluol und Cyclohexan, MtBE) und ein Herbizidwirkstoff (2,4-D) dotiert. Die Experimente wurden im Gewächshaus als Topfexperimente und in Bodensäulen durchgeführt, lediglich Voruntersuchungen waren im Freiland möglich. Verschiedene Parameter von Boden- und Sickerwasserproben mykorrhizierter, nicht-mykorrhizierter und unbepflanzter Varianten wurden miteinander verglichen.

Die erfolgreiche **Anwendung des Pilz-Inokulates** als Voraussetzung für weitere Untersuchungen konnte für alle getesteten Feuchtgebietspflanzen (*Acorus calamus*, *Alnus glutinosa*, *Eupatorium cannabinum*, *Filipendula ulmaria*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*) unter den nährstoffarmen Eigenschaften des Filtersubstrates belegt werden. Auch bei stehender Nässe erfolgte eine Mykorrhizierung von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*). Damit wurde gezeigt, dass die ökologischen Bedingungen in einem Bodenfilter eine Mykorrhizierung nicht verhinderten. Um hieraus Handlungsempfehlungen für den Bau und die Inbetriebnahme von Bodenfiltern abzuleiten, sollten Zeiträume angegeben werden, die bis zur Ausbildung einer maximalen Mykorrhizierungsrate nötig sind und somit einer „Einfahrzeit“ eines Bodenfilters entsprechen. Hierbei stellte sich heraus, dass der Einfluss der getesteten Parameter „Zeit“ und „Schadstoffgehalt“ geringer war als ursprünglich angenommen und nur die Kenntnis weiterer Einflussgrößen wie „Jahreszeit“ und der detaillierte „Nährstoffgehalt“ Aufschluss über solche Zeiträume geben könnte. Lediglich für Blutweiderich kann angegeben werden, dass unter den gegebenen Voraussetzungen mindestens 8 Wochen benötigt werden, bis die maximale Kolonisation mit Mykorrhiza erreicht ist.

Die dotierten Schadstoffe nahmen nur in geringem Maße negativen Einfluss auf die **Rate der Mykorrhizierung** von *Filipendula ulmaria*, *Phragmites australis* und *Lythrum salicaria*. Als ein

besonderes Ergebnis zeigte sich, dass die Anwesenheit von Mineralölkohlenwasserstoffen im Trend eine Mykorrhizierung eher förderte und die Vitalität der Pflanzen nicht beeinträchtigte. Eine Wirkung des Herbizids 2,4-D konnte nicht festgestellt werden. Die dotierten Schwermetalle Kupfer und Zink beeinträchtigten hingegen sowohl die Vitalität der Pflanzen als auch ihre Mykorrhizierung. Bei ausreichender Etablierungszeit entstand jedoch eine stabile Symbiose, welche Schadstoffbelastungen ertrug und die Aufnahme von Schwermetallen in die Sprossachse reduzieren konnte, wie ergänzende Untersuchungen zur Aufnahme von Kupfer und Zink in die Sprossachse von *Lythrum salicaria* ergaben.

Der **Abbau von MKW und PAK** ließ sich im Experiment nur bedingt nachweisen. Für den Abbau von PAK konnten aufgrund der Problematik bei der Analytik und Auswertung der Proben keine Ergebnisse erzielt werden. Hinsichtlich der MKW konnte ein Förderung des Abbaus durch die Bepflanzung belegt werden. Veränderungen durch die Mykorrhiza waren nicht nachweisbar. Die Aktivität von MKW-abbauenden Mikroorganismen wurde durch die gleichzeitige Dotierung mit Schwermetallen offenbar gehemmt.

Eine verbesserte **Retention von Kupfer** konnte für bepflanzte Varianten nachgewiesen werden. Die Aufnahme von Kupfer und Zink in oberirdische Pflanzenteile wurde durch die Mykorrhizierung von Blutweiderich herabgesetzt. Signifikante Unterschiede zwischen Bodenkupfergehalten von mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten konnten nicht nachgewiesen werden. Die Adsorption von Schwermetallen an Hyphen und an das von Mykorrhizapilzen produzierte Glycoprotein Glomalin, sowie die Speicherung im Mycel stellen jedoch ein großes Potential zur Retention von Schwermetallen durch arbuskuläre Mykorrhizapilze dar, welches mit der Methodik im Rahmen dieser Arbeit nicht erfasst werden konnte. Da Kupfer im Boden kaum verlagert und mit dem Sickerwasser nur in sehr geringem Maß ausgewaschen wurde, konnte in den Experimenten kaum ein Effekt der Mykorrhiza auf die Auswaschung von Kupfer aufgezeigt werden. Um aufschlussreichere Ergebnisse zur Retention oder Auswaschung von Schwermetallen in Bodenfiltern zu erhalten, sind weitere Untersuchungen mit hochmobilen Schwermetallen wie zum Beispiel Cadmium sinnvoll.

Die Veränderungen der Bodenprozesse durch den Eintrag von **Tausalzen** in bepflanzte Bodenfilter wurde durch eine Dotierung mit NaCl simuliert. Salz hemmte das Wachstum von Blutweiderich, reduzierte deutlich die Mykorrhizierungsgrade und alkalisierete den Boden. Die Bodenalkalisierung setzt zwar die Verfügbarkeit von Schwermetallen herab, durch die Komplexbildung mit Chloriden wird aber gleichzeitig ihre Auswaschung gefördert. Mit dem sehr immobilen Kupfer als Beispielsubstanz wurde dieser Effekt im Experiment nicht beobachtet, die Auswaschung von Kupfer war durch das Salz nur minimal gesteigert. Nach den vorliegenden Ergebnissen wird die Belastung von bepflanzten Bodenfiltern durch Tausalze im Vergleich mit der Wirkung eingetragener Schwermetalle als weitaus problematischer eingestuft.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Bepflanzung eines Bodenfilters einen wesentlichen Faktor zur Verbesserung der Reinigungsleistung darstellt und durch eine Mykorrhizierung die Pflanzenvitalität und die Biomassebildung gefördert wird. Der Einsatz mykorrhizierter Pflanzen zur Förderung der Effektivität von Bodenfiltern ist damit zu empfehlen. Das Retentionsvermögen der Mykorrhizapilze für Schwermetalle und der Einfluss der Mykorrhizierung auf den Abbau organischer Schadstoffe konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht vollständig aufgeklärt werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, um wichtige Erkenntnisse für das Verständnis der komplexen Wechselwirkungen und dem Effekt der Mykorrhiza in bepflanzten Bodenfiltern zu erhalten.

## 6 Ausblick

Die Bepflanzung eines Bodenfilters schafft mit der Durchwurzelung des Bodens und der biologisch aktiven Rhizosphäre die Voraussetzungen für eine gesteigerte Abbauleistung von Schadstoffen durch Mikroorganismen. Einer Mykorrhizierung unterstützt dabei die Pflanzen und kann sich ebenfalls positiv auf die Aktivität der Mikroorganismen auswirken. Die Kombination von verschiedenen mykorrhizierten Feuchtgebietspflanzen bietet eine Möglichkeit zur widerstandsfähigen Bepflanzung von nur sporadisch genutzten Pflanzenkläranlagen (beispielsweise an Ferien- oder Wochenendhäusern), bei denen in Ruhephasen Nährstoffmangel und Trockenheit die Pflanzen belasten.

Unter den in Oberflächenabwässern vorkommenden Schadstoffen sind vor allem Schwermetalle als problematisch zu bewerten, da sie nicht abbaubar und in höheren Konzentrationen toxisch für viele Kleinlebewesen sind (LEWANDOWSKI et al. 1997). Das von arbuskulären Mykorrhizapilzen produzierte Glomalin und ihr weitreichendes Hyphennetz im Boden bieten gute Adsorptionsmöglichkeiten für Schwermetalle in bepflanzten Bodenfiltern, wie beispielsweise Untersuchungen von GONZALEZ-CHAVEZ et al. (2002) zeigen. Durch die Extraktion des gesamten reversibel gebunden Kupfers mit Na-EDTA konnten im Experiment dieser Arbeit zwar Unterschiede herausgestellt werden, welche durch die Aufnahme von Kupfer entstanden, die Adsorption an Pflanzenwurzeln und Mykorrhizapilze wurde hingegen nicht erfasst. Gerade diese Möglichkeit der Schwermetallretention durch die Erweiterung sorbierender Oberflächen stellt in Bodenfiltern aber ein großes Potential dar, da sie in dem kurzen Zeitraum stattfinden kann, in dem Wasser den Filterkörper durchläuft. Durch Kompartimentierungsexperimente und eine sequenzielle Schwermetallextraktion kann diese adsorbierte Kupferfraktion dargestellt und der Beitrag arbuskulärer Mykorrhizapilze ermittelt werden. Ursprünglich geplante Kompartimentierungsexperimente mit mykorrhizierten Pflanzen konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr umgesetzt werden. Ein Vergleich der Schwermetallretention von durchwurzelten Filtersubstraten mit und ohne Mykorrhiza bei Verwendung mobiler Schwermetalle wäre hier ein erster Schritt, um die tatsächliche Retention von Schwermetallen durch die Bindung an Hyphen und Glomalin zu Quantifizieren.

Die getesteten Schwermetalle Kupfer und Zink werden in Böden nur mäßig verlagert (ALLOWAY 1999, MENGEL 1991). Zink verhält sich zwar mobiler als Kupfer, wurde in den Lysimeterexperimenten des begleiteten Projektes aber ebenfalls kaum ausgewaschen, so dass die Schwermetallkonzentrationen der Eluate nicht über den Grenzwerten der deutschen Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) lagen. Weitere Untersuchungen zum potentiellen Retentionsvermögen einer Mykorrhiza sollten vor allem mit nicht-essentiellen und hochmobilen Schwermetallen wie z.B. Cadmium oder Blei durchgeführt werden, bei denen eine stärkere Verlagerung und Auswaschung zu erwarten ist.

Da die Wirkung einer Mykorrhiza auch abhängig ist von der Kombination der Symbionten existieren mit der Auswahl geeigneter Pilzpartner weitere Möglichkeiten zur Optimierung der Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern. Zum Beispiel kann die Aufnahme von Schwermetallen in die Pflanze durch die Auswahl geeigneter Pilzarten gefördert werden (ANDRADE et al. 2005). Des Weiteren besitzen verschiedene Pilzarten auch unterschiedliche Kationenaustauschkapazitäten, die in unterschiedlichen Adsorptionsmengen von Schwermetallen resultieren (JONER et al. 2000). Experimente von JONER und Mitarbeitern (2000) zeigten, dass Hyphen metalltoleranter Isolate außerdem eine größere Bindungskapazität für die getesteten Schwermetalle Kupfer und Zink besaßen. Durch ein umfangreiches Symbionten-Screening

könnten weitere Unterschiede und Anpassungen aufgedeckt werden. Die spezielle Symbiontenkombination könnte schließlich in Filtern zum Einsatz kommen, die für besondere Anwendungen konstruiert werden, da je nach Standort des Filters die zu erwartende Belastung des Oberflächenabwassers unterschiedlich sein kann. Im Freiland besteht allerdings die Möglichkeit, dass Wurzeln von mehreren Symbionten besiedelt werden und sich die Zusammensetzung der Symbiose im Laufe der Zeit verändert.

Wie sich in den durchgeführten Experimenten gezeigt hat, erschwerten saisonale Schwankungen die Vergleichbarkeit der Mykorrhizierungsgrade. Für weitere Untersuchungen, die den Grad der Kolonisation mit arbuskulären Mykorrhizapilzen zur Bewertung der Symbiose anstreben, sollte der Umstand bedacht werden, dass die Mykorrhizierung im Laufe der Versuchszeit nicht nur durch die Versuchsparameter variiert wird. Der Grad der Mykorrhizierung hängt von verschiedensten Faktoren ab, deren sensibles Zusammenspiel eine detailliertere Betrachtung des Vorganges der Mykorrhizierung in weiteren Untersuchungen erfordert.

In der vorliegenden Arbeit wurde die Schadstoffbelastung von Oberflächenabwässern über eine Dotierung von Wasser oder Substrat mit ausgewählten Schadstoffen simuliert. Zur besseren Übertragbarkeit der erhaltenen Daten auf die Anwendung in der Praxis sind Untersuchungen mit tatsächlich anfallenden Oberflächenabwässern sinnvoll. In Lysimeterexperimenten im Freiland bzw. in einem realen Bodenfilter sind Vergleiche von mykorrhizierten und nicht-mykorrhizierten Varianten aber nicht möglich, da im Freiland eine spontane Mykorrhizierung einsetzt, weshalb Testanlagen nur in Gewächshäusern oder ähnlichen Einrichtungen betrieben werden können.

Obwohl weiterhin Untersuchungen zu neuartigen Regenwasserbehandlungsanlagen, den Inhaltsstoffen von Oberflächenabwässern, verschiedenen Filtermaterialien usw. durchgeführt werden, überprüft man selten bereits bestehende Anlagen auf ihre Reinigungsleistung hin. Ein Monitoring oder umfassende Vergleichsuntersuchungen von Filteranlagen im bzw. nach mehrjährigem Betrieb fehlt bislang. Den wichtigsten Untersuchungsgegenstand stellt hier die Quantifizierung der Reinigungsleistung anhand der (Schad)Stoffkonzentrationen im Ablauf der Anlagen dar. In diesem Zusammenhang sollten auch die nach der UQN WRRL (BMU 2004) als prioritär gefährlich eingestuft Substanzen und ihr Verhalten in Bodenfiltern berücksichtigt werden. Weiterhin interessant wäre die Anreicherung von Schwermetallen in den Filtersubstraten und der Bepflanzung, sowie der Mykorrhizierungszustand der Pflanzen.

In einem bepflanzten Bodenfilter existieren zahlreiche Wechselwirkungen, die zu großen Teilen nicht untersucht sind. So ist beispielsweise die Wirkung von arbuskulären Mykorrhizapilzen auf die Aktivität MKW-abbauender Mikroorganismen kaum erforscht. Auch die Diversität der Bodenfauna in bepflanzten Bodenfiltern hat bisher wenig Beachtung gefunden, kann aber Hinweise auf die Wirkung von Umweltchemikalien geben (KOEHLER 1992). Da sich Veränderungen in der Vegetation auch auf die Artzusammensetzung der Boden(meso)fauna auswirken (KOEHLER & BORN 1989), ist anzunehmen, dass auch die Diversität der mykophagen Mesofauna durch eine Mykorrhizierung beeinflusst wird.

Die Ergebnisse dieser Arbeit weisen darauf hin, dass von den untersuchten Stoffen Tausalze am ehesten zu Pflanzenschäden führen können. Hohe Natriumchloridgehalte belasten aber auch die Flora und Fauna der vorgeschalteten Retentionsbecken. Vor allem aber in Kombination mit weiteren Schadstoffen wie z.B. den eingetragenen Schwermetallen können durch Tausalze größere Schäden entstehen. Zur Abschätzung des tatsächlichen Ausmaßes der Filterbelastung durch Salz im Winter sind weiterführende Untersuchungen notwendig.

Der Einsatz mykorrhizierter Feuchtgebietspflanzen zur Abwasserreinigung birgt ein großes Potential zur Optimierung der Reinigungsleistung von bepflanzten Bodenfiltern. Dies sollte anhand weiterer Untersuchungen über den Labormaßstab hinaus belegt werden.

## 7 Literaturverzeichnis

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart Stuttgart
- AICHELE, D. & GOLTE-BECHTLE, M. (1993): Was blüht denn da? Franckh-Kosmos, Stuttgart
- ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie; Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed Landsberg/Lech
- AL-KARAKI, G. N. (2000): Growth of mycorrhizal tomato and mineral acquisition under salt stress. *Mycorrhiza* **10**: 51–54
- AL-KARAKI, G. N.; HAMMAD, R.; RUSAN, M. (2001): Response of two tomato cultivars differing in salt tolerance to inoculation with mycorrhizal fungi under salt stress. *Mycorrhiza* **11**: 43–47
- ALLOWAY, B.J. (Hrsg.)(1999): Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentration, Wechselwirkungen. Springer
- ANDRADE, G.; MIHARA, K.L.; LINDERMAN R.G.; BETHLENFALVAY G.J. (1997): Bacteria from rhizosphere and hyphosphere soils of different arbuscular-mycorrhizal fungi. *Plant and Soil* **192**: 71–79
- ANDRADE, S.A.L.; GRATAO, P.L.; SCHIAVINATO, M.A.; SILVEIRA, A.P.D.; AZEVEDO, R.A.; MAZZAFERA, P. (2009): Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. *Chemosphere* **75**: 1363–1370
- ANDRADE, S.A.L.; JORGE, R.A.; SILVEIRA, A.P.D. (2005): Cadmium effect on the association of jackbean (*Canavalia ensiformis*) and arbuscular mycorrhizal fungi. *Sci Agric* **62**: 389–394
- ATV, ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V. (2002): ATV - A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Vertrieb: GFA, Hennef
- ATV, ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V., ARBEITSBERICHT DER ATV-AG 1.4.3 (1996): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. *Korrespondenz Abwasser* (8): 1445-1454
- AUDET, P. & CHAREST, C. (2006): Effects of AM colonization on 'wild tobacco' grown in zinc-contaminated soil. *Mycorrhiza* **16**: 277–283
- AUDET, P. & CHAREST, C. (2007): Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: meta-analytical and conceptual perspectives. *Environmental Pollution* **147**: 609–614
- AUGÉ, R.M. (2001): Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza* **11**: 3-42
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Stand: 09.09.1999): Merkblatt Nr. 3.2/1, Salzstreuung - Auswirkungen auf die Gewässer. [http://www.lfu.bayern.de/wasser/-fachinformationen/merkblattsammlung/teil3\\_grundwasser\\_und\\_boden/doc/nr\\_321.pdf](http://www.lfu.bayern.de/wasser/-fachinformationen/merkblattsammlung/teil3_grundwasser_und_boden/doc/nr_321.pdf) (Abruf 26.05.2010)
- BINET, P.H.; PORTAL, J.M.; LEYVAL, C. (2000): Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the rhizosphere and mycorrhizosphere of ryegrass. *Plant and Soil* **227**: 207–213
- BioAbfV (1994): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden, Bioabfallverordnung. <http://bundesrecht.juris.de/bioabfv/index.html#BJNR295500998BJNE000501310> (Abruf 06.08.2010)

- BMU, BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2004): Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. Bonifatius, Paderborn
- BOHRER, K.E.; FRIESE, C.F.; AMON, J.P. (2004): Seasonal dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi in differing wetland habitats. *Mycorrhiza* **14**: 329–337
- BOLLER, M. & MOTTIER, V. (1998): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Regenwasserversickerung am Beispiel einer Region. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* **39**: 247–254
- BOTANIK *online* - The Internet Hypertextbook. Seite Synthetische Wachstumsregulatoren und –inhibitoren, <http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/d31/31i.htm>. (Abruf 24.06.2010)
- BOWEN, G. D. & ROVIRA, A.D. (1991): The Rhizosphere, aus: Y. WAISEL (1991): Plant Roots, The Hidden Half. Dekker New York
- BRADL, H.B. (Hrsg.) (2005): Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation. Elsevier Academic Press, Amsterdam
- BRUNDRETT, M.C. (2008): Mycorrhizal Associations: The Web Resource. <http://mycorrhizas.info/> (Abruf Februar 2010)
- BSU, BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT HAMBURG (2006): Dezentrale naturnahe Regenwasserbewirtschaftung. Leitfaden für Planer, Architekten, Ingenieure und Bauunternehmer. [http://www.hamburg.de/contentblob/135118/-data/regenwasserbroschuere\\_pdf.pdf](http://www.hamburg.de/contentblob/135118/-data/regenwasserbroschuere_pdf.pdf) (Abruf 14.05.2010)
- BÜCKING, H.; BECKMANN, S.; HEYSER, W.; KOTTKE, I. (1998): Elemental Contents in Vacuolar Granules of Ectomycorrhizal Fungi Measured by EELS and EDXS. A Comparison of Different Methods and Preparation Techniques. *Micron* **29**(1): 53–61
- BUNDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND LEBENSMITTELSICHERHEIT: Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel. <https://portal.bvl.bund.de/psm/jsp/> (Abruf 04.06.2010)
- CABELLO, N. M. (1997): Hydrocarbon pollution: its effect on native arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). *FEMS Microbiology Ecology* **22**: 233–236
- CANTRELL, I.C. & LINDERMAN, R.G. (2001): Preinoculation of lettuce and onion with VA mycorrhizal fungi reduces deleterious effects of soil salinity. *Plant Soil* **233**: 269–281 doi:10.1023/A:1010564013601
- CARVALHO, L.M.; CACADOR, I.; MARTINS-LOUCAO, M.A. (2006): Arbuscular mycorrhizal fungi enhance root cadmium and copper accumulation in the roots of the salt marsh plant *Aster tripolium* L. *Plant & Soil* **285**: 161–169
- CLEMENS, S. (2001): Molecular mechanisms of plant metal homeostasis and tolerance. *Planta* **212**: 475–486
- CLEMENS, S. (2006): Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* **88**: 1707–1719 doi:10.1016/j.biochi.2006.07.003
- DIN 32645 DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1994): Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze. Beuth Verlag Berlin
- DIN 4045 DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (August 2003): Abwassertechnik – Grundbegriffe. Deutsches Institut für Normung, Berlin
- DOBNER, I. & HOLTHUIS, J.-U. (2007): Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen, Abschlußbericht AiF-Vorhaben Nr. 13601 N/1 und N/2

- DOBNER, I. (2003): Der Einsatz mykorrhizierter Gehölze in biologischen Sanierungsverfahren unter dem Aspekt TNT-belasteter Böden. Dissertation, Universität Bremen
- DOBNER, I.; HOLTHUIS, J.U.; HEYSER, W.; WARRELMANN, J.; MAHRO, B. (2008): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil II: Lysimeterstudien. *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall* (55) 11: 1198–1206
- DODD, J.C. & JEFFRIES, E. (1989): Effects of herbicides on three vesicular-arbuscular fungi associated with winter wheat (*Triticum aestivum* L.). *Biol Fertil Soils* 7: 113–119
- DOLINAR, N. & GABERSCIK, A. (2010): Mycorrhizal colonization and growth of *Phragmites australis* in an intermittent wetland. *Aquatic Botany* 93: 93–98
- EGGERSTEDT-LEHMANN, F. (2005): Einsatz von mykorrhizierten Pflanzen in der Phyto-remediation und ihr Einfluss auf Selbstreinigungsprozesse (Enhanced Natural Attenuation) in MKW-belasteten Böden. Dissertation, Universität Bremen
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobotanica* 18: 9–166
- ENTRY, J.A.; RYGIWICZ, P.T.; WATRUD, L.S.; DONNELLY, P.K. (2002): Influence of adverse soil conditions on the formation and function of arbuscular mycorrhizas. *Adv. Environ. Res.* (7): 123–138
- ESAU, K. (1969): Pflanzenanatomie. Gustav Fischer
- ESCHENBACH, A.; MESCHER, H.; WIENBERG, R.; MAHRO, B. (2001): Humifizierung von Schadstoffen. In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF (Hrsg.): Leitfaden Biologische Verfahren zur Bodensanierung. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bonn pp. 147–190
- FELIX, H. (1999): Sanierung von Schwermetallbelasteten Böden und Gewässern mit Pflanzen. In: HEIDEN, S., ERB, R., WARRELMANN, J., DIERSTEIN R. (Hrsg.) (1999): Biotechnologie im Umweltschutz; Bioremediation: Entwicklungsstand - Anwendungen - Perspektiven. Initiativen zum Umweltschutz, Band 12. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- FENG, G.; ZHANG, F. S. ; LI, X. L. ; TIAN, C. Y.; TANG, C.; RENGEL, Z. (2002): Improved tolerance of maize plants to salt stress by arbuscular mycorrhiza is related to higher accumulation of soluble sugars in roots. *Mycorrhiza* 12: 185–190  
doi:10.1007/s00572-002-0170-0
- FITTER, A.H. & GARBAYE, J. (1994): Interactions between mycorrhizal fungi and other soil organisms. *Plant and Soil* 159: 123–132
- FLORAWEB (2009): *Acorus calamus*. FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn <http://www.floraweb.de/> (Abruf 14.07.2010)
- FRANCO-RAMÍREZ, A.; FERRERA-CERRATO, R.; VARELA-FREGOSO, L.; PÉREZ-MORENO, J.; ALARCÓN, A. (2007): Arbuscular mycorrhizal fungi in chronically petroleum-contaminated soils in Mexico and the effects of petroleum hydrocarbons on spore germination. *J. of Basic Microbiology* 47: 378–383 doi:10.1002/jobm.200610293
- FREY-KLETT, P.; GARBAYE, J.; TARKKA, M. (2007): The mycorrhiza helper bacteria revisited. *New Phytologist* 176: 22–36

- FRICK, C.M.; FARELL, R.E.; GERMIDA, J.J. (1999): Assessment of Phytoremediation as an In-Situ Technique for Cleaning Oil-Contaminated Sites. Petroleum Technology Alliance of Canada (PTAC) Calgary, <http://www.rtdf.org/public/phyto/phyassess.pdf> (Abruf 04.08.2010)
- FRITSCH, W. (1999): Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, in: Innovative Techniken der Bodensanierung. Hrsg.: S. HEIDEN. Spektrum Heidelberg
- GALLI, U.; SCHÜEPP, H.; BRUNOLD, C. (1994): Heavy metal binding by mycorrhizal fungi. *Physiologia Plantarum* **92**: 364–368
- GARDEA-TORRESDEY, J.L.; PERALTA-VIDEA, J.R.; DE LA ROSA, G.; PARSONS, J.G. (2005): Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews* **249**: 1797–1810
- GEIGER, W.F. & DIERKES, C. (1999): Stoffpfade bei verschiedenen Anlagen zur Regenwasserversickerung. *Zentralblatt für Geologie und Paläontologie* Teil I: 63–78, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- GELLER, A. (2001): Grundlagen der biologischen Bodensanierung. In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF (Hrsg.): Leitfaden Biologische Verfahren zur Bodensanierung. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bonn pp. 5–32
- GEWÄSSERSCHUTZRICHTLINIE 76/464/EWG (1976): Richtlinie des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (76/464/EWG). Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L 129 23-29, 1976.
- GILDON, A. & TINKER, P.B. (1983): Interactions of vesicular arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants: I. The effect of heavy metals on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *New Phytologist* **95**: 247–261
- GIOVANETTI, M. & MOSSE, B. (1980): An evaluation of techniques or measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* **84**: 489–500
- GIRI, B.; KAPOOR, R.; MUKERJI, K.G. (2007): Improved tolerance of *Acacia nilotica* to salt stress by arbuscular mycorrhiza, *Glomus fasciculatum* may be partly related to elevated K/Na ratios in root and shoot tissues. *Microb Ecol* **54**: 753–760 doi:10.1007/s00248-007-9239-9
- GISI, U. (1997): Bodenökologie. Thieme Stuttgart
- GÖHRE, V. & PASZKOWSKI, U. (2006): Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal Phytoremediation. *Planta* **223**: 1115–1122 doi:10.1007/s00425-006-0225-0
- GONZALEZ-CHAVEZ, M.C.; CARRILLO-GONZALEZ, R.; WRIGHT, S.F.; NICHOLS, K.A. (2004): The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution* **130**: 317-323
- GONZALEZ-CHAVEZ, M.C.; D'HAEN, J.; VANGRONSVELD, J.; DODD, J.C. (2002): Copper sorption and accumulation by the extraradical mycelium of different *Glomus* spp. (arbuscular mycorrhizal fungi) isolated from the same polluted soil. *Plant Soil* **240**(2): 287–297
- 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



- GULNAZ, A.; IQBAL, J.; FAROOQ, S.; AZAM F. (1999): Seed treatment with growth regulators and crop productivity. I. 2,4-D as an inducer of salinity-tolerance in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Plant and Soil* **210**: 209–217
- GUO, Y.; GEORGE, E.; MARSCHNER, H. (1996): Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. *Plant and Soil* **184**: 195–205
- HETTWER, K. (2006): Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse der Schadstoffgruppen MKW und BTEX in der wasserungesättigten Bodenzone. Dissertation, Universität Bremen
- HILDEBRANDT, U.; REGVAR, M.; BOTHE, H. (2007): Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry* **68**: 139–146
- HOCK, B. & ELSTNER, E.F. (Hrsg.) (1984): Pflanzentoxikologie. Der Einfluss von Schadstoffen und Schädwirkungen auf Pflanzen. B.I.-Wissenschaftsverlag
- HOFFMANN, J. & VIEDT, H. (1998): Biologische Bodenreinigung - Ein Leitfaden für die Praxis. Springer, Berlin
- HOLTHUIS, J.U.; DOBNER, I.; HEYSER, W.; WARRELMANN, J.; MAHRO, B. (2008): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil I: Screening und Auswahl geeigneter Filtersubstrate und Pflanzen. *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall* (55) 9: 984–990
- HORNBERG, V. & BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden: 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **156**: 467–477
- HUANG, H.; ZHANG, S.; WU, N.; LUO, L.; CHRISTIE P. (2009): Influence of *Glomus etunicatum*/*Zea mays* mycorrhiza on atrazine degradation, soil phosphatase and dehydrogenase activities, and soil microbial community structure. *Soil Biology & Biochemistry* **41**: 726–734
- JAHROMI, F.; AROCA, R.; PORCEL, R.; RUIZ-LOZANO, J.M. (2008): Influence of salinity on the in vitro development of *Glomus intraradices* and on the in vivo physiological and molecular responses of mycorrhizal lettuce plants. *Microb Ecol* **55**: 45–53  
doi:10.1007/s00248-007-9249-7
- JEFFRIES, P.; GIANINAZZI, S.; PEROTTO, S.; TURNAU, K.; BAREA, J. (2003): The Contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biology and Fertility of Soils* **37**: 1–16
- JONER, E.J.; BRIONES, R.; LEYVAL C. (2000): Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. *Plant Soil* **226**: 227–234
- JONER, E.J. & LEYVAL, C. (2001): Influence of arbuscular mycorrhiza on clover and ryegrass grown together in a soil spiked with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Mycorrhiza* **10**: 155–159
- JONER, E.J. & LEYVAL, C. (2003): Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular mycorrhiza. *Environ. Sci. Technol.* **37**: 2371–2375
- JONER, E.J.; JOHANSEN, A.; LOIBNER, A.P.; DE LA CRUZ, M.A.; SZOLAR, O.H.J.; PORTAL, J.M.; LEYVAL, C. (2001): Rhizosphere effects on microbial community structure and dissipation and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in spiked soil. *Environ. Sci. Technol.* **35**: 2773–2777

- KASTING, U. (2002): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation, Universität Kaiserslautern [http://deposit.-ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=966330110&dok\\_var=d1&dok\\_ext=pdf&filename=966330110.pdf](http://deposit.-ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=966330110&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=966330110.pdf) (Abruf 31.01.2007)
- KASTING, U.; GAMEH, O.; GROTEHUSMANN, D. (2001): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen – Auswahl geeigneter Bodensubstrate. *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* (48) Nr.9: 1274–1284
- KASTING, U.; JANICZEK, M.; GROTEHUSMANN, D. (2003): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen. *KA- Abwasser Abfall* (50) Nr.11: 1428–1433
- KÄSTNER, M. (2001): Parameter und Methoden zur Beurteilung der biologischen Sanierbarkeit von Böden. In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF (Hrsg.): Leitfaden Biologische Verfahren zur Bodensanierung. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bonn pp. 191–234
- KÄSTNER, M.; MAHRO, B.; WIENBERG, R. (1993): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Economica Verlag, Bonn
- KHAN, A. (2006): Mycorrhizoremediation – an enhanced form of Phytoremediation. *J. Zhejiang University SCIENCE B* 7(7): 503–514
- KHAN, A.G. & BELIK, M. (1995): Occurrence and ecological significance of mycorrhizal symbiosis in aquatic plants. In: VARMA, A. & HOCK, B. (Eds.) (1995): Mycorrhiza. Springer Verlag Berlin, pp. 627–666
- KHAN, A.G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T.M.; KHOO, C.S.; HAYES, W.J. (2000): Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41: 197–207
- KIRK, J.L.; MOUTOGLIS, P.; KLIRONOMOS, J.; LEE, H.; TREVORS, J. T. (2005): Toxicity of diesel fuel to germination, growth and colonization of *Glomus intraradices* in soil and *in vitro* transformed carrot root cultures. *Plant Soil* 270: 23–30
- KOEHLER, H. & BORN, H. (1989): The Influence of Vegetation Structure on the Development of Soil Mesofauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 253–269
- KOEHLER, H. H. (1992): The use of soil mesofauna for the judgement of chemical impact on ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 193–205
- KREMER, B.P. (2000): Bäume, heimische und eingeführte Arten Europas. Orbis Naturführer, Mosaik Verlag GmbH München
- LAGA, LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (2008): LAGA-Methodensammlung Abfalluntersuchung. [http://www.lanuv.nrw.de/abfall/untersuchungsmethoden/-LAGA\\_Methodensammlung.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/abfall/untersuchungsmethoden/-LAGA_Methodensammlung.pdf) (Abruf 30.07.2010)
- LAWA & UBA, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser & Umweltbundesamt (Stand 29.03.2010): Chemische Gewässergüteklassifikation. <http://www.uba.de/wasser/themen/-fluesse-und-seen/fluesse/bewertung/chemische-gewaesserklassifikation.htm> (Abruf 29.05.2010)
- LAWA, BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2006): Übersicht über chemische Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer. [http://www.umweltbundesamt.de/-wasser/themen/downloads/chem\\_q-anf\\_oberflaechengewaesser.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/-wasser/themen/downloads/chem_q-anf_oberflaechengewaesser.pdf) (Abruf 29.05.2010)

- LEBEAU, T.; BRAUD, A.; JÉZÉQUEL, K. (2008): Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: a review. *Environ. Pollut.* **153**: 497–522
- LEE, B.-H. & SCHOLZ, M. (2007): What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecological Engineering* **29**: 87–95
- LEWANDOWSKI, J.; LEITSCHUH, S.; KOSS, V. (1997): Schadstoffe im Boden: eine Einführung in Analytik und Bewertung. Springer Berlin
- LEYVAL, C.; TURNAU, K.; HASELWANDTER, K. (1997): Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* **7**: 139–153
- LFU, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. [http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13999/bodenfilter\\_regenwasserbehandlung.pdf?command=downloadContent&filename=bodenfilter\\_regenwasserbehandlung.pdf](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13999/bodenfilter_regenwasserbehandlung.pdf?command=downloadContent&filename=bodenfilter_regenwasserbehandlung.pdf) <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de> (Abruf 10.02.2010)
- LI, X.; MARSCHNER, H.; GEORGE, E. (1991): Acquisition of phosphorus and copper by VA-mycorrhizal hyphae and root-to-shoot transport in white clover. *Plant and Soil* **136**: 49–57
- LIAO, J.P.; LIN, X.G.; CAO, Z.H.; SHI, Y.Q.; WONG, M.H. (2003): Interactions between arbuscular mycorrhizae and heavy metals under sand culture experiment. *Chemosphere* **50**: 847–853
- LIAO, M. & XIE, X.M. (2007): Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area. *Ecotox. Environ. Safety* **66**: 17–223
- LOTH, F.G. & HÖFNER, W. (1995): Einfluss der VA-Mykorrhiza auf die Schwermetallaufnahme von Hafer (*Avena sativa* L.) in Abhängigkeit vom Kontaminationsgrad der Böden. *Z Pflanzenernaehr Bodenk* **158**: 339–345
- LÜTTGE, U.; KLUGE, M.; BAUER, G. (1994): Botanik. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. (2001): Brock Mikrobiologie. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg
- MAINIERO, R. (2006): Anpassung an ein scheinbares Paradies: Lufttransport in Feuchtgebietspflanzen. *Biol. Unserer Zeit* (**36**) 3:160–167 doi:10.1002/biuz.200610308
- MARSCHNER, H. & DELL, B. (1993): Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* **159**: 89–102
- MCGONIGLE, T.P.; MILLER, M.H.; EVANS, D.G.; FAIRCHILD, G.L.; SWAN, J.A. (1990): An new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **115**: 495–501
- MEHARG, A.A. & CAIRNEY, J.W.G. (2000): Ectomycorrhizas – extending the capabilities of rhizosphere remediation? *Soil Biology and Biochemistry* **32** (11-12): 1475–1484 doi:10.1016/S0038-0717(00)00076-6.
- MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer, Stuttgart
- MERCK (2010): Sicherheitsdatenblätter. [www.merck-chemicals.com](http://www.merck-chemicals.com) (Abruf 03.08.2010)
- MINAI-TEHRANI, D.; HERFATMANESH, A.; AZARI-DEHKRDI, F.; MINOOI, S. (2006): Effect of salinity on biodegradation of aliphatic fractions of crude oil in soil. *Pakistan journal of biological Sciences* **9**: 1531–1535

- MINAI-TEHRANI, D.; MINOUI, S.; HERFATMANESH, A. (2009): Effect of salinity on biodegradation of PAH of heavy crude oil in soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **82**: 179–184
- NADIAN, H.; SMITH, S.E.; ALSTON, A.M.; MURRAY, R.S. (1996): The effect of soil compaction on growth and P uptake by *Trifolium subterraneum*: interactions with mycorrhizal colonisation. *Plant and Soil* **182**: 39–49
- NULTSCH, W. (2001): Allgemeine Botanik. Thieme Stuttgart
- OCAMPO, J.A. & HAYMAN, D.S. (1980): Effects of pesticides on mycorrhiza in field-grown barley, maize and potatoes. *Trans. British mycological Society.* **74** (2): 413–414
- OLIVEIRA, R.S.; CASTRO, P.M.L.; DODD, J.C.; VOSÁTKA, M. (2005): Synergistic effect of *Glomus intraradices* and *Frankia spp.* on the growth and stress recovery of *Alnus glutinosa* in an alkaline anthropogenic sediment. *Chemosphere* **60** (10): 1462–1470
- OLIVEIRA, R.S.; DODD, J.C.; CASTRO, P.M.L. (2001): The mycorrhizal status of *Phragmites australis* in several polluted soils and sediments of an industrialised region of Northern Portugal. *Mycorrhiza* **10** (5): 241–247
- OUZIAD, F. (2003): Molekularbiologische Untersuchungen zur Schwermetall- und Salztoleranz in der Symbiose zwischen dem arbuskulären Mykorrhizapilz *Glomus* und Tomate. Dissertation, Universität Köln <http://kups.ub.uni-koeln.de/volltexte/2003/980/-pdf/Dissertation.pdf>
- PERALTA-VIDEA, J.R.; LOPEZ, M.L.; NARAYAN, M.; SAUPE, G.; GARDEA-TORRESDEY, J. (2009): The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *International Journal of Biochemistry and Cell Biology* **41** (8-9): 1665–1677
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. UTB Stuttgart
- RICHTER, G. (1998): Stoffwechselfysiologie der Pflanzen. Thieme Verlag
- RUIZ-LOZANO, J.M. (2003): Arbuscular mycorrhizal symbiosis and alleviation of osmotic stress. New perspectives for molecular studies *Mycorrhiza* **13**: 309–317  
doi:10.1007/s00572-003-0237-6
- RUMP, H.-H. (1998): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. Wiley-VCH, Weinheim
- SACHWEH, U. (Hrsg.) (1987): Der Gärtner. Grundlagen des Gartenbaues. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart
- SCHEFFER, F. (2002): Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg
- SCHMEIL, O. (1996): Schmeil · Fitschen, Flora von Deutschland und angrenzender Länder. Quelle & Meyer Wiesbaden
- SCHWAB, P. & BANKS, K. (1999): Phytoremediation of Petroleum- Contaminated Soils. In: ADRIANO, D.C.; BOLLAG, J.M.; FRANKENBERGER, JR. W.T.; SIMS, R.C. (Eds.) (1999): Bioremediation of Contaminated Soils. American Society of Agronomy
- SHAW, L.J. & BURNS, R.G. (2004): Enhanced mineralisation of [U-<sup>14</sup>C]2,4-dichlorophenoxyacetic acid in soil from the rhizosphere of *Trifolium pratense*. *Applied and Environmental Microbiology* **70**: 4766–4774
- SHAW, L.J. & BURNS, R.G. (2005): Rhizodeposition and the enhanced mineralization of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in soil from the *Trifolium pratense* rhizosphere. *Environmental Microbiology* **7**(2): 191–202 doi:10.1111/j.1462-2920.2004.00688.x

- SHENG, M.; TANG, M.; CHEN, H.; YANG, B.; ZHANG, F.; HUANG, Y. (2008): Influence of arbuscular mycorrhizae on photosynthesis and water status of maize plants under salt stress. *Mycorrhiza* **18**: 287–296 doi:10.1007/s00572-008-0180-7
- SITTE, P.; WEILER, E.W.; KADEREIT, J. W.; BRESINSKY, A.; KÖRNER, C. (2002): Strasburger Lehrbuch der Botanik. Spektrum Akademischer Verlag, 35. Auflage
- SITTE, P.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F.; BRESINSKY, A. (1998): Strasburger Lehrbuch der Botanik. Gustav Fischer Verlag, 34. Auflage
- SMITH, S.E. & READ, D.J. (1997): Mycorrhizal symbiosis. Academic Press San Diego
- SOMMER, H. & POST, M. (2009): Dezentrale Behandlung von Straßenabflüssen, Übersicht verfügbarer Anlagen. Broschüre der BSU Hamburg, erstellt durch Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker <http://www.hamburg.de/contentblob/-1889872/data/broschuere-uebersicht-verfuegbarer-anlagen.pdf>
- STACHEL, B.; TEGGE, K.-T.; JANTZEN, E. (2007): Schadstoffe in Hamburger Autobahnabwässern und ihre Einschätzung unter Berücksichtigung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). *Straße und Autobahn* **6**: 326–333
- STEBING, L. & FANGMEIER, A. (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. Eugen Ulmer Stuttgart
- STEVENS, K. J. & PETERSON, R. L. (1996): The effect of a water gradient on the vesicular-arbuscular mycorrhizal status of *Lythrum salicaria* L. (purple loosestrife). *Mycorrhiza* **6**: 99–104
- STEVENS, K. J.; SPENDER, S.W.; PETERSON, R.L. (2002): Phosphorus, arbuscular mycorrhizal fungi and performance of the wetland plant *Lythrum salicaria* L. under inundated conditions. *Mycorrhiza* **12**: 277–283 doi:10.1007/s00572-002-0184-7
- STRACK, D.; FESTER, T.; HAUSE, B.; WALTER, M.H. (2001): Die arbuskuläre Mykorrhiza. *Biologie in unserer Zeit* **31**(5): 286–295
- TANG, M.; CHEN, H.; HUANG, J.C.; TIAN, Z.Q. (2009): AM fungi effects on the growth and physiology of *Zea mays* seedlings under diesel stress. *Soil Biology and Biochemistry* **41**(5): 936–940 doi:10.1016/j.soilbio.2008.11.007.
- TEGETHOF, U. (1998): Straßenseitige Belastung des Grundwassers, Bericht zum Forschungsprojekt 95 661. Bundesanstalt für Straßenwesen Bergisch Gladbach, Verkehrstechnik, Heft V 60, Wirtschaftsverlag NW Bremerhaven
- TIAN, C.; HE, X.; ZHONG, Y.; CHEN, J. (2002): Effects of VA mycorrhizae and *Frankia* dual inoculation on growth and nitrogen fixation of *Hippophae tibetana*. *Forest Ecology and Management* **170**: 307–312
- TOLER, H.D.; MORTON, J.B.; CUMMING, J.R. (2005): Growth and metal accumulation of mycorrhizal sorghum exposed to elevated copper and zinc. *Water, Air and Soil Pollution* **164**: 155–172
- TrinkwV (Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, Trinkwasserverordnung (2001). [http://bundesrecht.juris.de/trinkwv\\_2001/-BJNR095910001.html](http://bundesrecht.juris.de/trinkwv_2001/-BJNR095910001.html) (Abruf 10.09.2010)
- ULRICH, A. C.; GUIGARD, S. E.; FOGHT, J. M.; SEMPLE, K. M.; POOLEY, K.; ARMSTRONG, J. E.; BIGGAR, K. W. (2009): Effect of salt on aerobic biodegradation of petroleum hydrocarbons in contaminated groundwater. *Biodegradation* **20** (1): 27–38
- UMWELTBUNDESAMT, UBA (April 2001): Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Sachstandsbericht <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3587.pdf>

- UMWELTBUNDESAMT, UBA (Mai 2010): Umweltrelevanz des Stoffes Methyltertiärbutylether (MTBE) unter besonderer Berücksichtigung des Gewässerschutzes. Internetseite <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/mtbe.htm>
- VASANTHAKRISHNA, M.; BAGYARAJ, D.J.; NIRMALNATH, P.J. (1994): Responses of *Casuarina equisetifolia* to inoculation with *Glomus fasciculatum* and/or *Frankia*. *Forest Ecology and Management* **68**: 399–402
- VIERHEILIG, H.; COUGHLAN, A.; WYSS, U.; PICHÉ, Y. (1998): Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. *Appl Environ Microbiol* **64**: 5004–5007.
- VOGEL-MIKUS, K.; PONGRAC, P.; KUMP, P.; NECEMER, M.; REGVAR, M. (2006): Colonization of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungal mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environ. Pollut.* **139**: 362–371
- WANG, B. & QIU, Y.L. (2006): Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* **16**: 299–363
- WANG, F.Y.; LIN, X.G.; YIN, R. (2007 a): Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungus *Acaulospora mellea* decreases Cu phytoextraction by maize from Cu-contaminated soil. *Pedobiologia* **51**: 99–109
- WANG, Y.P.; SHI, J.Y.; LIN, Q.; CHEN, X.; CHEN, Y.X. (2007 b): Heavy metal availability and impact on activity of soil microorganisms along a Cu/Zn contamination gradient. *J. Environ. Sci.* **19**: 848–853
- WARRELMANN, J. (2001): Biologische Sanierungsverfahren. In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF (Hrsg.): Leitfaden Biologische Verfahren zur Bodensanierung. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bonn pp. 273–316
- WASIAK, K.; PHILIPP, W.; BÖHM, R. (2004): Untersuchungen praxisrelevanter thermischer Verfahren zur Bodendesinfektion am Beispiel ausgewählter Mikroorganismen. <http://orgprints.org/14886/1/14886-02OE150-uni-hohenheim-boehm-2004-bodendesinfektion.pdf> (Abruf 03.09.2010)
- WEISSENHORN, I. & LEYVAL, C. (1995): Root colonization of maize by a Cd-sensitive and a Cd-tolerant *Glomus mosseae* and cadmium uptake in sand culture. *Plant and Soil* **175**: 233–238
- WEISSENHORN, I.; LEYVAL, C.; BELGY, G.; BERTHELIN, J. (1995 b). Arbuscular mycorrhizal (AM) contribution to heavy metal uptake by maize (*Zea mays* L.) in pot culture with contaminated soil. *Mycorrhiza* **5**: 245–251
- WEISSENHORN, I.; LEYVAL, C.; BERTHELIN, J. (1995a): Bioavailability of heavy metals and abundance of arbuscular mycorrhiza in a soil polluted by atmospheric deposition from a smelter. *Biol Fertil Soils* **19**: 22–28
- WERNER, D. (1987): Pflanzliche und mikrobielle Symbiosen. Thieme Verlag Stuttgart
- WISSING, F. & HOFMANN, K. (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. Eugen Ulmer Verlag
- WRESOWAR, M. & SIEGHARDT, M. (2000): Studie über die Auswirkung stickstoffhaltiger Auftaumittel, Auswirkungen auf Boden und Bewuchs, Vergleich mit herkömmlichen Auftaumitteln. Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur Wien <http://ftp-waldoek.boku.ac.at> (Abruf 20.01.2010)
- WU, N.; HUANG, H.; ZHANG, S.; ZHU, Y.-G.; CHRISTIE, P.; ZHANG, Y. (2009): Phenanthrene uptake by *Medicago sativa* L. under the influence of an arbuscular mycorrhizal fungus. *Environmental Pollution* **157** (5): 1613–1618  
doi:10.1016/j.envpol.2008.12.022.

- XANTHOPOULOS, C. (1992): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation. In: Schadstoffe im Regenabfluß II. *Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe* **64**: 147–167
- YANG, X.; FENG, Y.; HE, Z.; STOFFELLA, P.-J. (2005): Molecular mechanism of heavy metal hyperaccumulation and Phytoremediation. *J. of Trace Elements in Medicine and Biology* **18**: 339–353
- YEH, T.Y.; CHOU, C.C.; PAN, C.T. (2009): Heavy metal removal within pilot-scale constructed wetlands receiving river water contaminated by confined swine operations. *Desalination* **249**: 68–373

## 8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schema arbuskulärer Mykorrhiza im Querschnitt einer Pflanzenwurzel. a = Arbuskel, v = Vesikel, h = Hyphe, s = Spore, oben links gekeimte Spore mit Appressorium.....	15
Abbildung 2:	Schematische Darstellung einer Entwässerung im modifizierten Trennsystem, verändert nach ATV (1996).....	17
Abbildung 3:	Schematischer Aufbau eines vertikal durchströmten Bodenfilters mit Retentionsbecken.....	18
Abbildung 4:	Schematischer Aufbau eines horizontal durchströmten Bodenfilters mit Retentionsbecken.....	19
Abbildung 5:	Verhalten von Schadstoffen im Boden nach JARCZYK 1972 und BRÜMMER 1978 (aus SCHEFFER 2002). .....	20
Abbildung 6:	Schema der Mechanismen zur Detoxifikation von Schwermetallen in Pflanzen (oben) und arbuskulären Mykorrhizapilzen (unten). Aus GÖHRE & PASZKOWSKI (2006). 26	
Abbildung 7:	Schema einer Bodensäule (Ansätze 24 – 27) im Längsschnitt. Rechts Angabe der Probennahmepunkte als Tiefenbereiche in Zentimetern und daraus resultierende Probenbezeichnungen. ....	39
Abbildung 8:	Jahresschema für 2006 zur Bearbeitung der Versuchspflanzen. Kästchenfarbe grün = Aussaattermin, braun = Inokulation, rot = Dotierung, Ende der grauen Balken = Zeitpunkt der Ernte. ....	41
Abbildung 9:	gefärbte Wurzelstücke mit Mykorrhiza bei 4-facher Vergrößerung im Binokular .....	44
Abbildung 10:	Boxplots der Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> , Ergebnisse des Experimentes zum Mykorrhizierungsverhalten. Vergleich der Auswertungen als Prozentangaben (links) und nach Einteilung in Klassen (rechts).....	61
Abbildung 11:	Mykorrhizierungsgrade der Testpflanzen im Vorversuch vor und nach Inokulation mit „Inoq-Spezial“. Die Versuchslaufzeit betrug 12 Wochen.....	62
Abbildung 12:	Überlebende Exemplare von <i>Lythrum salicaria</i> mit und ohne Mykorrhiza (Etablierungszeit 6 Wochen). Ansätze dotiert mit allen Schadstoffen, Ansätze mit Schwermetallen und undotierte Kontrollen (hier nur die Variante „mykorrhiziert“).....	67
Abbildung 13:	Ergebnisse der Vitalitätsuntersuchungen von <i>Lythrum salicaria</i> nach Dotierung mit den einzelnen Schadstoffgruppen (A–C) und allen Schadstoffen (D) jeweils im Vergleich mit den Kontrollpflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die überlebenden Pflanzen [%] der einzelnen Versuchsansätze zum Zeitpunkt ihrer Probennahme, n = 5. ....	67
Abbildung 14:	Überlebensrate von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten dotiert mit halber ( $\frac{1}{2}$ Mix), geviertelter ( $\frac{1}{4}$ Mix) und voller Dosis aller Schadstoffe (Mix), sowie mit Schwermetallen (SM) im Vergleich mit Kontrollen (K) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen. Alle Ansätze mit einer Etablierungszeit von 8 Wochen (Ansatz 8/x).....	68
Abbildung 15:	Mykorrhizierungsgrade von <i>Filipendula ulmaria</i> (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an.....	70



- Abbildung 16: Mykorrhizierungsgrade von *Phragmites australis* (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an. .... 71
- Abbildung 17: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* (Etablierungszeiträume 0, 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an. .... 72
- Abbildung 18: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* nach Etablierungszeiträumen von 6, 8 und 12 Wochen, dotiert mit den verschiedenen Schadstoffgruppen nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an. .... 73
- Abbildung 19: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* (Etablierungszeitraum 8 Wochen) mit geviertelter, halber und voller Schadstoffdosis nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Vergleich mit Kontrollpflanzen. Dargestellt sind die Mediane der Mykorrhizierungsgrade, die Fehlerbalken geben die Spannweite an. Zahlen in Säulen geben den Stichprobenumfang an. .... 73
- Abbildung 20: Mykorrhizierungsgrade der Versuchsansätze mit *Lythrum salicaria* nach unterschiedlichen Etablierungszeiten der Mykorrhiza von 0, 6, 8 und 12 Wochen (Graustufen) bei der Probennahme nach 3 Wochen. Zahlen unter den Säulen geben die absolute Mykorrhizierungszeit in Wochen von Inokulation bis zum Zeitpunkt der Probennahme an. .... 75
- Abbildung 21: Effekte von Mykorrhizierungszeiten (Alter der Mykorrhiza), Schadstoffgruppe und Erntezeitpunkt auf die Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. .... 75
- Abbildung 22: Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* im August (nach 3 Versuchswochen), im September (nach 6 Versuchswochen) und im Oktober (nach 12 Versuchswochen). Nur Kontrollen ohne Schadstoffdotierung. Zahlen unter den Säulen geben die (absolute) Mykorrhizierungszeit von Inokulation bis zum Zeitpunkt der Probennahme in Wochen an. .... 76
- Abbildung 23: Ergebnisse der Untersuchungen zur Aufnahme von Schwermetallen. Abbildungen links: Gehalte von Kupfer (oben) und Zink (unten) in der Sprossachse von *Lythrum salicaria* mit und ohne Mykorrhiza nach 3 und 6 Versuchswochen. Dotierung mit allen Schadstoffen (Mix) oder nur Schwermetallen (SM) im Vergleich mit mykorrhizierten Kontrollen. Darstellung der Mittelwerte, Fehlerbalken zeigen die Spannweite der Daten an. Abbildungen rechts: Vergleich der Kupfer- und Zink- Gehalte mit den jeweiligen Mykorrhizierungsgraden (graue Säulen) für den Ansatz. .... 78
- Abbildung 24: Ergebnisse der optischen Einschätzung der Vitalität der Wurzelballen von *Lythrum salicaria* nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Anteil an hellen, jungen, frischen Wurzeln in Prozent vom gesamten Wurzelballen, Mediane mit Spannweiten. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. .... 82
- Abbildung 25: Boxplot der Wurzelbiomasse von *Lythrum salicaria* bei Probennahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. .... 83

- Abbildung 26: Wurzeltrockengewichte von *Lythrum salicaria* mit Anteilen an jungen, hellen Wurzeln bei Probennahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mediane mit Spannweiten (Fehlerbalken), Anteil heller Wurzeln in unteren Säulenbereiche mit Spannweiten (weiße Fehlerbalken). Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20..... 83
- Abbildung 27: Einflüsse von Salzdotierung, Mykorrhiza und Schadstoffdotierung auf die Wurzeltrockengewichte von *Lythrum salicaria* im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. .... 84
- Abbildung 28: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade der Versuchsansätze von *Lythrum salicaria* bei Probennahme nach 9 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Ansatz „K ung.  $\ominus$ “ ohne Inokulation. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20..... 85
- Abbildung 29: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* bei Probennahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Ansatz „K ung.  $\ominus$ “ ohne Inokulation, Ansatz „K ung. myk“ mit Inokulation. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20..... 86
- Abbildung 30: Vergleich zweier Chromatogramme der CG-MS Messung von Bodenproben nach MKW/PAK-Analytik. Links dotierte Probe („MKW“), rechts undotierte Probe („Kontrolle“). .... 87
- Abbildung 31: Vergleich zweier Chromatogramme der CG-MS Messung von Bodenproben nach MKW/PAK-Analytik. Links A- Probe, rechts B- Probe aus Ansatz „Kontrolle“. Trotzdem an gleichen Stellen Peaks auftreten, werden diese bei verschobenen Retentionszeiten durch die Software nicht erkannt und keine Daten ausgegeben. .... 87
- Abbildung 32: vergleich zweier Chromatogramme der CG-MS Messung von Bodenproben für MKW/PAK-Analytik. Links Lösemittelgemisch als Blindprobe ohne Boden, rechts dotierte Probe („MKW“). .... 88
- Abbildung 33: Boxplots der MKW-Gesamtgehalte von Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen (links) und 20 Versuchswochen (rechts) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Dotierungsmenge betrug 150 mg/kg. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20..... 90
- Abbildung 34: MKW-Gesamtgehalte des Dotiersandes und Gehalte von Einzelsubstanzen der Rückstellproben. Links: Vergleich der Dotierungsmenge von 1800 mg/kg Gesamt-MKW mit den Messergebnissen der Rückstellproben nach 20 Versuchswochen. (Mittelwerte mit Standardabweichung) In den Rückstellproben wurden 46 % der Dotierungsmenge wiedergefunden. Rechts: Gehalte der dotierten Alkane nach 20 Versuchswochen in der Rückstellprobe. Dotiert wurde mit 600 mg/kg Einzelsubstanz. Stichprobenumfang jeweils n = 4..... 90
- Abbildung 35: Bodengehalte der dotierten Alkane in Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Dotierungsmenge betrug 50000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  je Einzelsubstanz. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20..... 91
- Abbildung 36: Prozentuale Abnahme der dotierten Ausgangsgehalte der Alkane von Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Vergleich mit der Abnahme in den hochdotierten Rückstellproben (Dotiersand). Die Abnahme wurde berechnet anhand der Verringerung der gemessenen Alkane gegenüber der dotierten Ausgangsmenge. .... 91
- Abbildung 37: Differenz der prozentualen Abnahme der Alkane in den Bodenproben aus Töpfen nach Subtraktion der Abreicherung in den Rückstellproben..... 91

Abbildung 38:	Boxplots der PAK-Gesamtgehalte (Summe von Acenaphthen und Phenanthren) der Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen (links) und 20 Versuchswochen (rechts) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Dotierungsmenge betrug 10.000 µg/kg. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. ....	92
Abbildung 39:	MKW-Gesamtgehalte von Bodenproben aus verschiedenen Tiefen der Versuchssäulen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Soll-Dotierung im Oberboden (Dotiersand) betrug 1800 mg/kg. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. ....	94
Abbildung 40:	Kupfergehalte der Bodenproben aus den Topfversuchen nach 9 (links) und 20 (rechts) Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zahlen in Säulen = Stichprobenumfang (n), Fehlerbalken = Standardabweichung. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.....	97
Abbildung 41:	Kupfergehalte von Bodenproben aus verschiedene Tiefen der Versuchssäulen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zahlen in Säulen = Stichprobenumfang (n), Fehlerbalken = Standardabweichung. Detail: Ergebnisse aus 5 cm Tiefe. Dotiert mit 30 mg Cu pro Säule. ....	98
Abbildung 42:	Liniendiagramme der Kupferfrachten des Sickerwassers der Versuchsansätze in Töpfen über den Versuchszeitraum (PN 1 bis 9) von 20 Wochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Schwermetalldotierung (SM) bei PN 1, PN 3 und PN 5. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. ....	101
Abbildung 43:	Prozentuale Evapotranspiration der Versuchsansätze in Töpfen und Säulen während der Probennahmen (PN) 4 und 8 im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. (Berechnung aus Sickerwassermengen im Verhältnis zur Gießmenge). Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. ....	103
Abbildung 44:	Durchflussraten des Gießwassers der Versuchsansätze berechnet aus Summen der Gieß- und Sickerwassermengen aller Probennahmen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Die Darstellung entspricht einer umgekehrten durchschnittlichen Evapotranspirationsrate der Ansätze während des Versuchszeitraumes von 20 Wochen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20.....	103
Abbildung 45:	Liniendiagramme der Leitfähigkeiten von Sickerwasserproben der Versuchsansätze in Töpfen über den Versuchszeitraum von 20 Wochen (PN 1 bis 9) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. In PN 3 keine Salzdotierung. ....	106
Abbildung 46:	Vergleichende Boxplots von pH-Werten der Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen für Ansätze ohne und mit Salzdotierung (NaCl). ....	109
Abbildung 47:	Liniendiagramme von pH-Werten des Sickerwassers aus Versuchsansätzen in Töpfen und Säulen über den Versuchszeitraum (PN 1 bis 9) von 20 Wochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zur Erklärung der Ansätze siehe Kurzübersicht oder Tab. 20. ....	109
Abbildung 48:	Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von Blutweiderich ( <i>Lythrum salicaria</i> ) nach 20 Wochen im Staunässeversuch. Die Töpfe standen in Staunässe oder bei freiem Ablauf. Die Inokulation erfolgte 0 oder 12 Wochen vor Versuchsstart. Stichprobenumfang n = 4.....	114
Abbildung 49:	Boxplot der Wurzeltrockengewichte von Blutweiderich ( <i>Lythrum salicaria</i> ) nach 20 Wochen im Staunässeversuch. Die Töpfe standen in Staunässe oder bei freiem Ablauf. Die Inokulation erfolgte 0 oder 12 Wochen vor Versuchsstart. Stichprobenumfang n = 4.....	115

Abbildung 50: Das System Pflanze-Boden mit den Schlüsselfaktoren der Schwermetalldynamik, verändert nach ALLOWAY (1999), erweitert um die Mechanismen von arbuskulären Mykorrhizapilzen. ....	153
---	-----

## Bildtafeln

Tafel 1: Farbvergleich der Sickerwässer aller Versuchsansätze im Oktober 2007 (vor PN9). Ansatzbezeichnungen jeweils unter den Probengefäßen. ⊕ = mykorrhiziert, ⊖ = nicht-mykorrhiziert. Von Ansatz (7) „Mix L.s. ⊕“ keine Probe vorhanden, da kein Sickerwasser anfiel. ....	111
Tafel 2: Wurzelentwicklungen von <i>Lythrum salicaria</i> unter Einfluss von 2,4-D nach fünf Versuchswochen (Bild 1 bis 3) und nach Ende der wöchentlichen Dotierung nach sieben Versuchswochen im Vergleich mit Kontrollen (Bild 4 bis 12). ....	117

## Bilder

Bild 1: Detailfotos lichtmikroskopischer Aufnahmen von Arbuskeln (rechts) und Vesikeln (links) in mit Tinte gefärbten Wurzeln von <i>Lythrum salicaria</i> . Die Größe einzelner Arbuskel und Vesikel beträgt ungefähr 50 µm. ....	15
Bild 2: Versuchspflanzen von <i>Lythrum salicaria</i> drei Tage nach der Dotierung im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Jeweils ein Ansatz in einer Pikierkiste. Links mit MKW/PAK, in der Mitte mit Schwermetallen, rechts mit Herbizid. ....	65
Bild 3: Versuchspflanzen von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Linkes Foto: Kontrollen von Blutweiderich mit ungeklärten Welkeerscheinungen zwei Wochen nach Dotierung. Rechtes Foto: gleich behandelte Exemplare des Ansatzes „8/3 Mix“ zwei Wochen nach Dotierung. ....	65
Bild 4: Fotos von Nekrosen an Sprossspitzen von <i>Lythrum salicaria</i> nach 4-wöchiger Salzdötierung mit 3 g NaCl/Woche. Links Pflanze mit Mykorrhiza und geringen Schäden, rechts Pflanze ohne Mykorrhiza mit nekrotischer Sprossspitze. ....	78
Bild 5: 18 Wochen alte Versuchspflanzen von <i>Lythrum salicaria</i> in der Anzucht im Gewächshaus vor Versuchsbeginn. Links ohne Inokulation, rechts seit 8 Wochen inokuliert. ....	81
Bild 6: Auswirkungen der Salzdötierung auf <i>Lythrum salicaria</i> nach 16 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Linkes Foto: mykorrhizierte Pflanzen mit wöchentlicher (Bildmitte) und täglicher (rechte Bildhälfte) Dotierung von NaCl- Lösung, rechtes Foto: mykorrhizierte Kontrollpflanzen. ....	81

## 9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Inhaltsstoffe von Oberflächenabwässern nach verschiedenen Untersuchungen und Angabe ausgewählter Emissionsquellen. Bewertung der Belastung (B.) über Einteilung nach Gewässergüteklasse LAWA & UBA (2010) und Zielvorgaben der LAWA für Oberflächengewässer (2006). ....	22
Tabelle 2:	Spezifikation des verwendeten Sandes aus DOBNER & HOLTHUIS (2007). ....	31
Tabelle 3:	Spezifikation des Strukturkompostes. Grünschnittkompost in 0–20 mm Absiebung, gütegesichert RAL GZ 251, KNO Kompostierung Nord. ....	31
Tabelle 4:	Spezifikation des Bodenvitalstoffes „Inoq- Spezial“ der Fa. INOQ GmbH, Schnega .....	34
Tabelle 5:	Rezept für Standardnährboden für Bakterien (aus ALEF 1991). ....	36
Tabelle 6:	Versuchsansätze der Proben nach 9 Wochen (Zwischenproben) zur Analytik des Bodens auf leichtflüchtige und langkettige MKW und PAK. ....	38
Tabelle 7:	Anpassungen der Färbemethode für die jeweilige Pflanzenart. Verweildauer in den Aufschluss- und Bleich- Lösungen, sowie jeweils geeignete Tintensorte. ....	43
Tabelle 8:	Einteilung der Mykorrhizierungsgrade in Klassen. ....	44
Tabelle 9:	In den Experimenten eingesetzte Schadstoffe, ihre Einteilung in Schadstoffgruppen und verwendete Abkürzungen (Kürzel). ....	46
Tabelle 10:	Übersicht der Salzlösungen und Frachten für die Dotierung von <i>Lythrum salicaria</i> mit Natriumchlorid. ....	47
Tabelle 11:	Versuchsansätze und Dotierungsschema zur Darstellung der Auswirkungen von 2,4-D auf die Wurzeln von <i>Lythrum salicaria</i> . *Zusammensetzungen der 2,4-D- und Aceton- Lösungen im Text, Ingestad- Lösung im Anhang. ....	47
Tabelle 12:	Geräteparameter zur Ermittlung der MKW- und PAK-Gehalte der extrahierten Bodenproben. ....	48
Tabelle 13:	Geräteparameter zur Ermittlung der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe (Toluol, Cyclohexan) und MtBE aus Bodenproben (Headspace- Analyse). ....	49
Tabelle 14:	Geräteparameter zur Ermittlung der MKW- und PAK-Gehalte der Sickerwasserproben. ....	49
Tabelle 15:	Programm für Kupfer Messungen der Wasserproben am Perkin Elmer A3030 Graphitrohr- AAS. ....	50
Tabelle 16:	Programm für Kupfer Messungen der Extrakte aus Bodenproben am Perkin Elmer A3030 Graphitrohr- AAS. ....	50
Tabelle 17:	Verzeichnis der ausgewählte Pflanzenarten für Vorversuche zu Mykorrhizierbarkeit mit dem Produkt „Inoq- Spezial“. ....	52
Tabelle 18:	Auflistung der Versuchsansätze 2006 im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. Angaben der Kalenderwochen für Aussaat, Inokulation, Dotierung und Ernte der Pflanzen. Stichprobenumfang n = 5 pro Ansatz. Mix = alle Schadstoffe, K = Kontrolle, MKW = MKW/PAK, H = Herbizid, SM = Schwermetalle, KW = Kalenderwoche. Die Ansatzbezeichnung setzt sich zusammen aus: Abstand von Inokulation zu Dotierung (=Etablierungszeit)/Versuchswoche und dem Schadstoffkürzel, z.B.: 6/3 SM oder 8/12 K. ....	54
Tabelle 19:	Übersicht der Versuchsvarianten zur Untersuchung der Schwermetallaufnahme in die Sprossachse von <i>Lythrum salicaria</i> . Ansatz: Etablierungszeit/Versuchswoche, Mix = alle Schadstoffe, SM = Schwermetalle, K = Kontrolle. ....	55

Tabelle 20:	Übersicht der Versuchsvarianten für das Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen in Töpfen oder Bodensäulen. Ansätze mit und ohne Bepflanzung (Blutweiderich) und mit und ohne Inokulation. Ansätze 22 und 23 in ungedämpftem Substrat. - = ohne Dotierung, Bepflanzung oder Inokulation, L.s. = <i>Lythrum salicaria</i> . .....	57
Tabelle 21:	Varianten der NaCl- Dotierungen im Vortest mit <i>Lythrum salicaria</i> . Die Varianten 1 und 2 wurden jeweils mit 2 mykorrhizierten und 2 nicht-mykorrhizierten Blutweiderich durchgeführt, Variante 3 mit jeweils einem Exemplar. ....	58
Tabelle 22:	Varianten im Vortest zur Schwermetalldotierung von <i>Lythrum salicaria</i> . In 3 Teildotierungen wurde Kupfer und Zink mit dem Gießwasser jeweils bei einer mykorrhizierten und einer nicht-mykorrhizierten Pflanze dotiert. ....	58
Tabelle 23:	Übersicht der Versuchsvarianten für den Versuch zur Mykorrhizierung von Blutweiderich bei staunassen Verhältnissen. ....	59
Tabelle 24:	Ergebnisse der Zählung von 14 mykorrhizierten Wurzelproben nach dem Gridline- Intersect- Verfahren (GIOVANETTI & MOSSE 1980). Es wurde zwischen Anteilen mit Hyphen und Vesikeln und Anteilen nur mit Hyphen unterschieden. Bei Angabe der Mykorrhizierung in % gibt die höhere Zahl das max. Ergebnis wieder, bei dem auch evtl. mykorrhizierte Kreuzungen als positiv gewertet wurden.....	60
Tabelle 25:	Vergleich der Ergebnisse von visueller Schätzung der Mykorrhizierungsgrade und Zählung nach dem Gridline- Intersect- Verfahren (GIOVANETTI & MOSSE 1980) der 14 mykorrhizierten Wurzelproben (vgl. Tabelle 24).....	61
Tabelle 26:	Überlebende Pflanzen von <i>Filipendula ulmaria</i> zum jeweiligen Erntezeitpunkt (nach 3, 6 und 12 Versuchswochen), dotiert mit allen Schadstoffen (Mix) im Vergleich mit undotierten Kontrollen. n = Stichprobenumfang. ....	63
Tabelle 27:	Überlebende Pflanzen von <i>Phragmites australis</i> zum jeweiligen Erntezeitpunkt (nach 3, 6 und 12 Versuchswochen), dotiert mit allen Schadstoffen (Mix) im Vergleich mit undotierten Kontrollen. n = Stichprobenumfang. ....	64
Tabelle 28:	Zum jeweiligen Erntezeitpunkt überlebende Pflanzen von <i>Lythrum salicaria</i> , dotiert mit den verschiedenen Schadstoffgruppen. Alle Angaben in Prozent. Jeweils 5 Parallelen pro Ansatz (n = 5). Zahl in Klammern: Ansatz wurde nach 6 Wochen bereits geerntet, - : kein Ansatz vorhanden, *: ungeklärte Schäden an Pflanzen.....	66
Tabelle 29:	Vergleich der Überlebensraten mykorrhizierter und nicht-mykorrhizierter Versuchspflanzen von <i>Lythrum salicaria</i> zum Erntezeitpunkt (nach 3, 6 und 12 Versuchswochen). Als „dotiert“ wurden alle mit Schwermetallen dotierten Ansätze zusammengefasst (Ansätze „Schwermetalle“ und „Mix“, bei undotierten Ansätzen sind nur mykorrhizierte Exemplare vorhanden).....	69
Tabelle 30:	Ergebnisse der Keimzahlbestimmung von gedämpften und ungedämpften Substrat nach 2 und 7 Inkubationstagen auf Agarplatten bei Zimmertemperatur unter Verwendung von Bakteriennährboden. ....	80
Tabelle 31:	Spontane und gezielte Infektionen von <i>Lythrum salicaria</i> mit Mykorrhizapilzen in gedämpftem und ungedämpftem Substrat zu verschiedenen Zeitpunkten. Anzucht der Pflanzen in KW 4, Inokulation in KW 16. (KW = Kalenderwoche, n = Stichprobenumfang).....	80
Tabelle 32:	Messergebnisse einzelner Alkane, Alkene und PAK der Bodenproben aus Abbildung 30 bis Abbildung 32.....	88
Tabelle 33:	Gesamtkonzentration der dotierten MKW und ihrer Abbauprodukte in den Sickerwassermischproben aus Töpfen und Säulen der 1., 2., 3. und 8. Probennahme (PN) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Keine Angabe = vorhandene Wassermenge zu gering für Analytik. (Alle Angaben in µg/l). ....	94

Tabelle 34:	Kupfergehalte der Bodenproben aus den Töpfen nach 9 und 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Angabe der Mittelwerte mit Standardabweichung (Stabw), n = Stichprobenumfang. ....	96
Tabelle 35:	Berechnete Kupferfrachten in den sechs untersuchten Tiefen der Bodensäulen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Berechnung der Fracht für die jeweilige Schichtmächtigkeit, Dotierung mit 30 mg Kupfer pro Säule. ....	99
Tabelle 36:	Kupferfrachten des Sickerwassers der Versuchsansätze über den Versuchszeitraum (PN 1 bis 9) von 20 Wochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Alle Angaben in $\mu\text{g Cu}$ Gesamtfracht pro Probennahme. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n = 2 pro PN. - = keine Probe vorhanden. PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall-Dotierung, D = Düngung. Ansatz (14): *Probe wurde mehrmals gemessen, offenbar kontaminiert. **Berechnung ohne Wert der PN 3.....	100
Tabelle 37:	Leitfähigkeit der Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n = 2, alle Angaben in mS. - = Wert nicht bestimmt. ....	104
Tabelle 38:	Leitfähigkeit der Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen, im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n = 2, alle Angaben in mS. - = Wert nicht bestimmt.....	104
Tabelle 39:	Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessungen vom Sickerwasser aller Ansätze der verschiedenen Probennahmen während der Versuchslaufzeit. Alle Angaben in mS. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n = 2. - = keine Probe vorhanden, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall-Dotierung, D = Düngung. ....	105
Tabelle 40:	pH-Werte von Bodenproben aus Töpfen nach 9 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen mit Standardabweichung, n = Stichprobenumfang. ....	107
Tabelle 41:	pH-Werte von Bodenproben aus Töpfen nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen mit Standardabweichung, Stichprobenumfang n = 2. ....	108
Tabelle 42:	Übersicht der Kupferfraktionen in Böden und ihre Bindungsarten. Informationen aus LEWANDOWSKI et al. (1997) und ALLOWAY (1999). ....	123
Tabelle 43:	Grenzwerte verschiedener Verordnungen für Kupfer und Zink in Böden im Vergleich mit Angaben für unbelastete Böden und der im Experiment dotierten Menge der Schwermetalle. *Angaben aus SCHEFFER (2002).....	152

## 10 Anhang

Abbildung I:	Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von <i>Filipendula ulmaria</i> (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. ....	185
Abbildung II:	Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von <i>Phragmites australis</i> (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. ....	185
Abbildung III:	Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> (Etablierungszeiträume 0, 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. ....	185
Abbildung IV:	Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> (Etablierungszeitraum 8 Wochen) mit geviertelter, halber und voller Schadstoffmenge nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Vergleich mit Kontrollpflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten . ....	186
Abbildung V:	Effekte von Etablierungszeiten, Schadstoffgruppe und Erntezeitpunkt auf die Mykorrhizierungsgrade von <i>Lythrum salicaria</i> im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten. ....	186
Abbildung VI:	durchschnittliche Abreicherung [%] der dotierten Alkane in den verschiedenen Versuchsansätzen „MKW“, „Mix“ und „MixNaClt“ im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zahlen in Säulen geben mittleren Prozentwert wieder. ...	187
Abbildung VII:	Diagramme der Evapo(transpi)ration [%] der Versuchsansätze, berechnet aus den Sickerwassermengen während der Probennahmen (PN) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Für PN5 keine Angaben möglich, da sich die Anzahl der Töpfe mit der Zwischenprobennahme reduzierte. ....	188
Tabelle I:	Zusammensetzung der Nährlösung nach Ingestad (aus DOBNER 2003). ....	189
Tabelle II:	Prozentualer Anteil junger, heller Wurzeln am gesamten Wurzelballen von <i>Lythrum salicaria</i> bei Probennahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. ....	189
Tabelle III:	Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben der Versuchsansätze in Töpfen nach 9 Wochen (Zwischenproben). Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert. Für die Summen der MKW und PAK wurden die Werte der A- und B-Proben gemittelt. ....	190
Tabelle IV:	Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben der Versuchsansätze in Töpfen nach 20 Wochen (Endproben). Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert. Für die Summen der MKW und PAK wurden die Werte der A- und B-Proben gemittelt. ....	191
Tabelle V:	Ergebnisse der Headspace-Messungen von Boden-Zwischenproben aus Töpfen (nach 9 Versuchswochen) und Sickerwasserproben (PN 3) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Ergebnisse in µg/5g Bodeneinwaage FG, bezogen auf einen Gasraum von 20 ml. Eine Umrechnungen auf das Trockengewicht des Bodens wurde aufgrund der niedrigen Messerergebnisse nicht vorgenommen. ....	192
Tabelle VI:	Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben aus den verschiedenen Tiefen der Versuchsansätze Nr. 24 (Mix, mykorrhiziert) in Säulen nach 20 Wochen. Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert. ....	193
Tabelle VII:	Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben aus den verschiedenen Tiefen der Versuchsansätze Nr. 25 (Mix, nicht-mykorrhiziert) in Säulen nach 20 Wochen. Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert. ....	194



Tabelle VIII:	Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben aus den verschiedenen Tiefen der Versuchsansätze Nr. 26 (Mix, ohne Pflanze) und 27 (Kontrolle, mykorrhiziert) in Säulen nach 20 Wochen. Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.....	195
Tabelle IX:	Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der ersten Probennahme (PN1). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.....	196
Tabelle X:	Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der zweiten Probennahme (PN2). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.....	197
Tabelle XI:	Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der dritten Probennahme (PN3). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.....	198
Tabelle XII:	Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der achten Probennahme (PN8). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.....	199
Tabelle XIII:	Gehalte von MKW und PAK im Dotiersand der Rückstellproben nach 20 Wochen. Die Dotiermenge betrug 1800 mg/kg Gesamt-MKW und 120 mg/kg Gesamt-PAK. Angaben in µg/kg. Darunter Messwerte von MKW und PAK in den verwendeten Lösemitteln (Blindproben). Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.....	199
Tabelle XIV:	Kupfer-Konzentrationen des Sickerwassers aller Ansätze der verschiedenen Probennahmen während der Versuchslaufzeit. Mittelwerte von Mehrfachbestimmungen, Stichprobenumfang n=2, leer = keine Messung, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall-Dotierung, D = Düngung. * Mittelwert ohne Ausreißer der PN 3 berechnet.....	200
Tabelle XV:	Evapo-Transpirationsraten [%] der Versuchsansätze, berechnet aus den Sickerwassermengen der Probennahmen über die Versuchslaufzeit im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Leer = Berechnung nicht möglich, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche. Für PN5 keine Angaben möglich, da sich die Anzahl der Töpfe mit der Zwischenprobennahme reduzierte. ....	201
Tabelle XVI:	Ergebnisse der pH-Messungen vom Sickerwasser aller Ansätze der verschiedenen Probennahmen während der Versuchslaufzeit. Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n=2. - = keine Probe vorhanden, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall-Dotierung, D = Düngung. ....	202
Tabelle XVII:	Trockengewichte der Boden-Zwischenproben aus Töpfen (nach 9 Versuchswochen) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.....	203
Tabelle XVIII:	Trockengewichte der Boden-Endproben aus Töpfen (nach 20 Versuchswochen) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.....	204
Tabelle XIX:	Trockengewichte der Boden-Endproben aus Säulen (nach 20 Versuchswochen) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.....	205

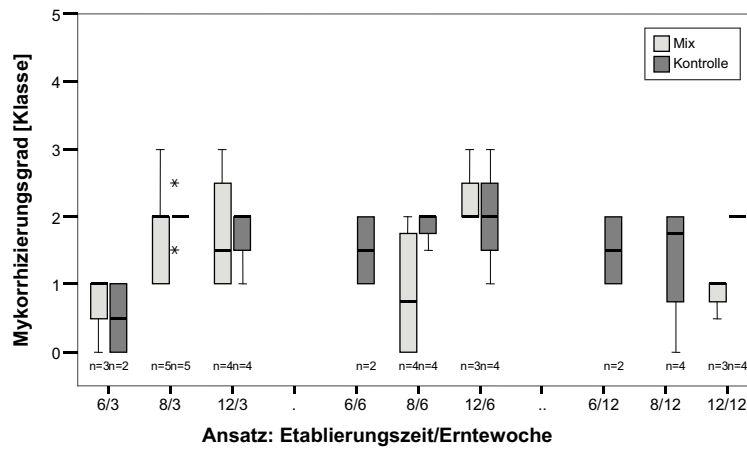


Abbildung I: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von *Filipendula ulmaria* (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.

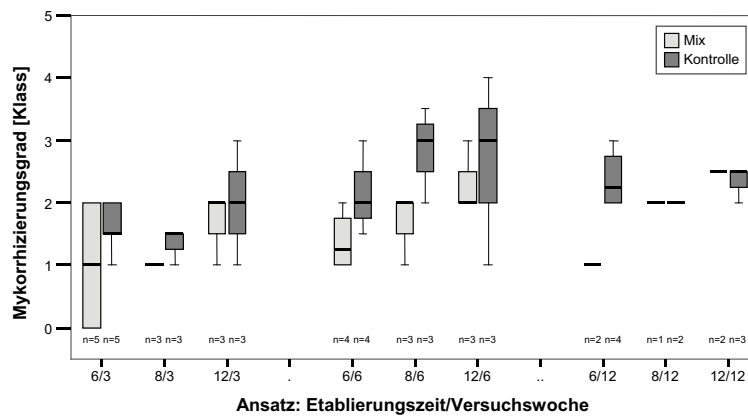


Abbildung II: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von *Phragmites australis* (Etablierungszeiträume 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.

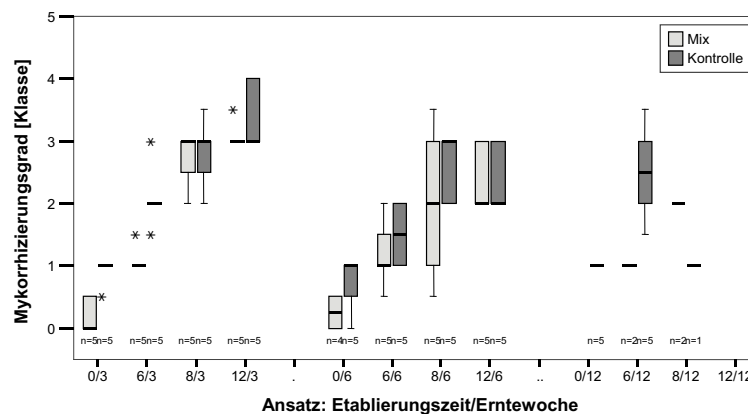


Abbildung III: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* (Etablierungszeiträume 0, 6, 8 und 12 Wochen) nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.

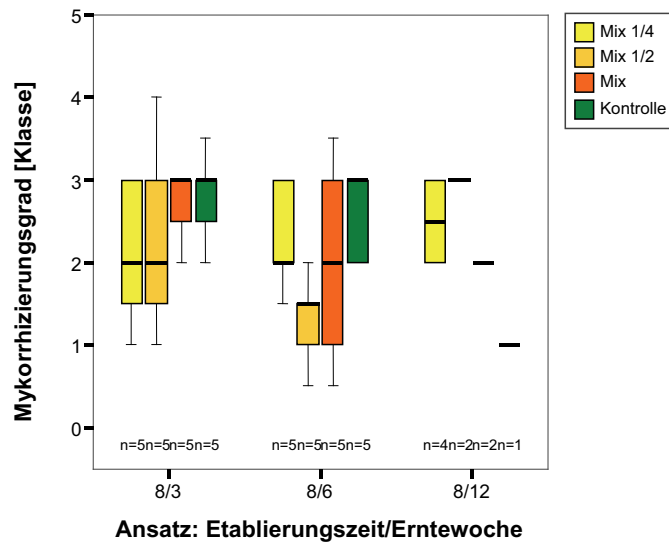


Abbildung IV: Boxplot der Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* (Etablierungszeitraum 8 Wochen) mit geviertelter, halber und voller Schadstoffmenge nach 3, 6 und 12 Versuchswochen im Vergleich mit Kontrollpflanzen im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.

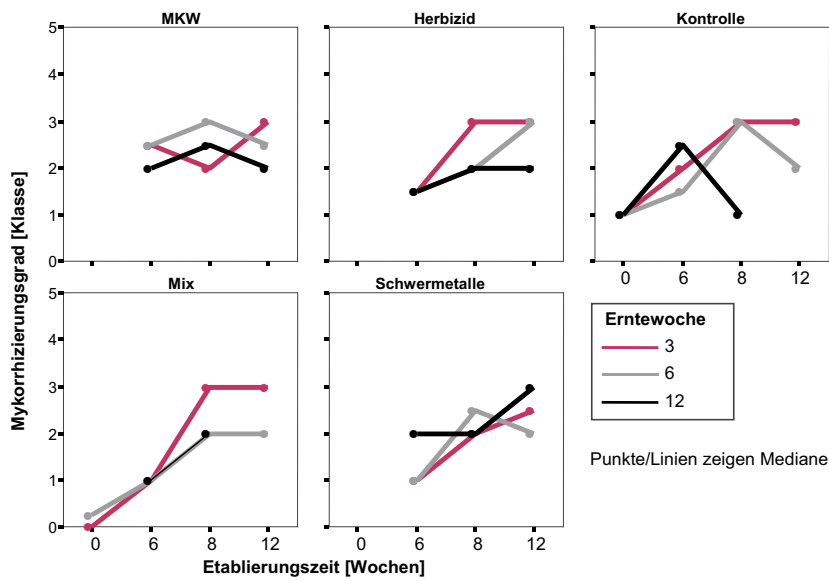


Abbildung V: Effekte von Etablierungszeiten, Schadstoffgruppe und Erntezeitpunkt auf die Mykorrhizierungsgrade von *Lythrum salicaria* im Experiment zum Mykorrhizierungsverhalten.

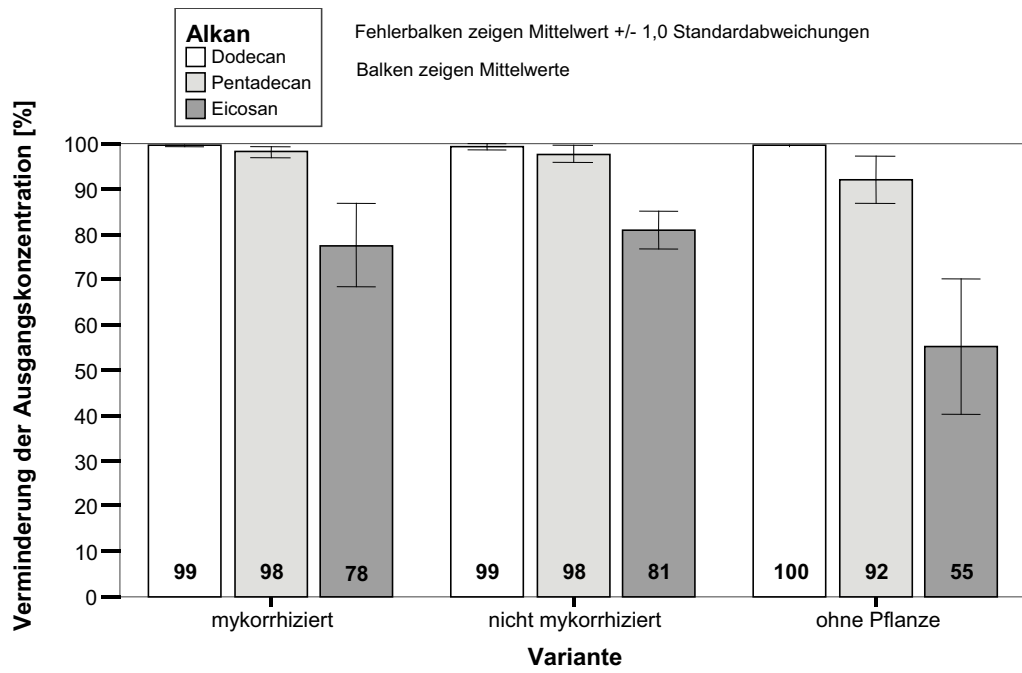


Abbildung VI: durchschnittliche Abreicherung [%] der dotierten Alkane in den verschiedenen Versuchsansätzen „MKW“, „Mix“ und „MixNaCl“ im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Zahlen in Säulen geben mittleren Prozentwert wieder.

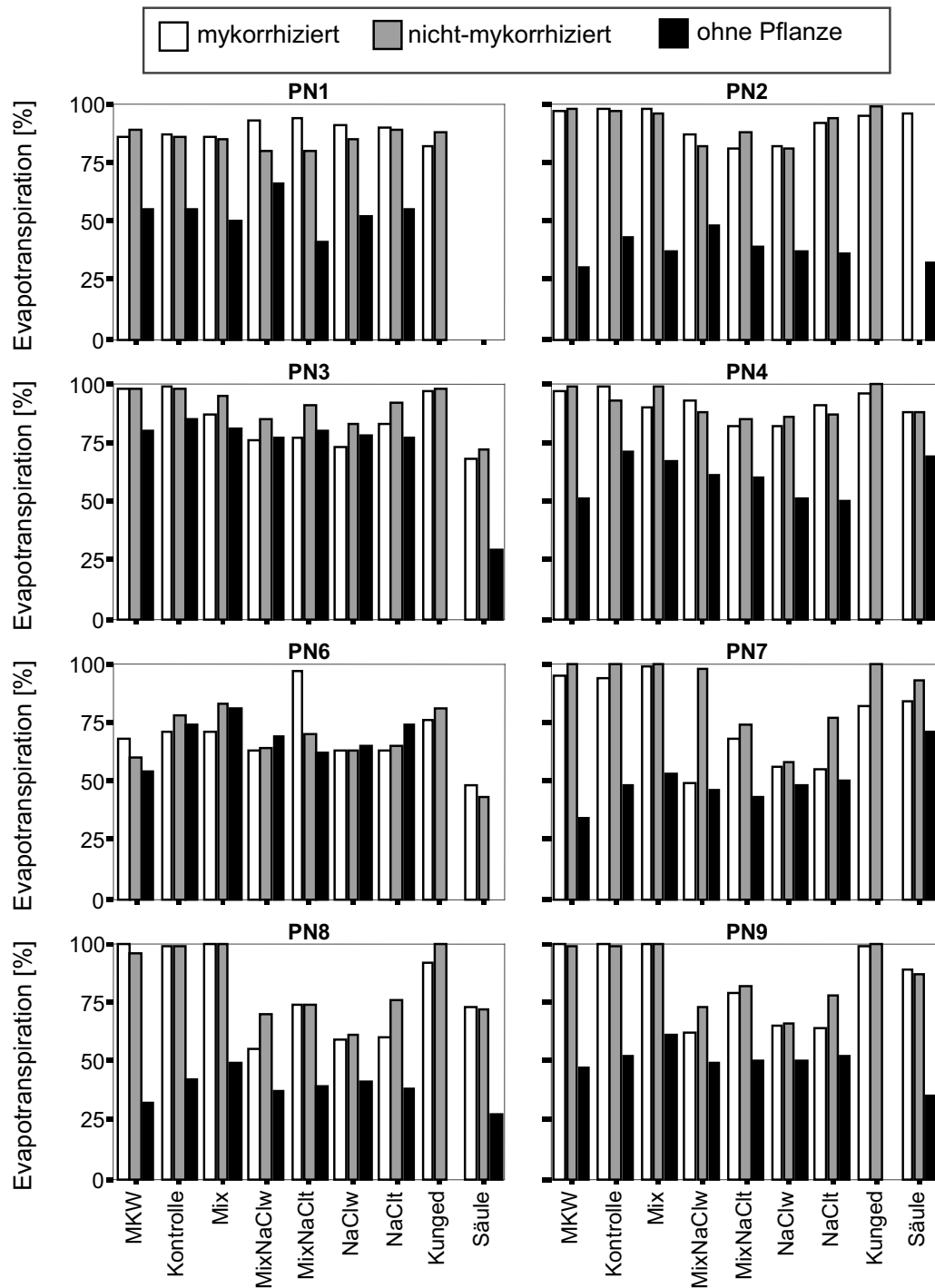


Abbildung VII: Diagramme der Evapo(transpi)ration [%] der Versuchsansätze, berechnet aus den Sickerwassermengen während der Probenahmen (PN) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen. Für PN5 keine Angaben möglich, da sich die Anzahl der Töpfe mit der Zwischenprobenahme reduzierte.

Tabelle I: Zusammensetzung der Nährlösung nach Ingestad (aus DOBNER 2003).

Komponente	mg/l	mM/l
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	88,00	0,646
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	143,00	1,785
KCl	46,00	0,624
CaCl <sub>2</sub> x 6H <sub>2</sub> O	219,00	1,00
MgSO <sub>4</sub> x 7H <sub>2</sub> O	0,63	154,00
FeCl <sub>3</sub> x 6H <sub>2</sub> O, Fe-EDTA	5,00	0,017
MnCl <sub>2</sub> x 4H <sub>2</sub> O	0,60	0,003
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	1,00	0,015
ZnCl <sub>2</sub> x 2H <sub>2</sub> O, Zn-EDTA	0,04	0,003
CuCl <sub>2</sub> x 2H <sub>2</sub> O	0,05	0,003
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> x 2H <sub>2</sub> O	0,007	0,0003

Tabelle II: Prozentualer Anteil junger, heller Wurzeln am gesamten Wurzelballen von *Lythrum salicaria* bei Probennahme nach 20 Versuchswochen im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Pflanze										Median	Min (Median)	Max (Median)
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
1	MKW myk.	65,0	50,0	37,5	37,5	35,0	32,5	30,0	15,0	7,5		35,0	27,5	30,0
2	MKW nicht-myk.	80,0	45,0	32,5	30,0	25,0	15,0	15,0	10,0	7,5	3,5	20,0	16,5	60,0
4	Kontrolle myk.	85,0	45,0	45,0	37,5	30,0	25,0	17,5	15,0	12,5	12,5	27,5	15,0	57,5
5	Kontrolle nicht-myk.	60,0	60,0	50,0	40,0	40,0						50,0	10,0	10,0
7	Mix myk.	40,0	37,5	30,0	12,5	12,5	10,0	7,5	7,5	5,0	2,0	11,3	9,3	28,8
8	Mix nicht-myk.	80,0	35,0	32,5	25,0	25,0	25,0	15,0	10,0	10,0		25,0	15,0	55,0
10	Mix NaCl wöch. myk.	5,0	4,0	3,5	1,0	0,0						3,5	3,5	1,5
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.	7,5	5,0	5,0	5,0	1,5						5,0	3,5	2,5
13	Mix NaCl tägl. myk.	5,0	5,0	2,0	2,0	2,0						2,0	0,0	3,0
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.	30,0	27,5	15,0	7,5	5,0						15,0	10,0	15,0
16	NaCl wöch. myk.	5,0	5,0	5,0	2,0	2,0						5,0	3,0	0,0
17	NaCl wöch. nicht-myk.	7,5	7,5	7,5	7,5	3,5						7,5	4,0	0,0
19	NaCl tägl. myk.	27,5	10,0	10,0	7,5	5,0						10,0	5,0	17,5
20	NaCl tägl. nicht-myk..	30,0	27,5	25,0	20,0	7,5						25,0	17,5	5,0
22	K ung. myk.	30,0	30,0	17,5	3,5	2,0						17,5	15,5	12,5
23	K ung. nicht-myk.	60,0	50,0	32,5	25,0	17,5	10,0					28,8	18,8	31,3

**Tabelle III: Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben der Versuchsansätze in Töpfen nach 9 Wochen (Zwischenproben). Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert. Für die Summen der MKW und PAK wurden die Werte der A- und B-Proben gemittelt.**

Ansatz Nr.	Probe Nr.	A - Proben											B - Proben											Σ		
		Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktradecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktradecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	MKW [mg/kg]	PAK [µg/kg]	
(1)	9	439		372		859	348			9722	113		300	377	467		638	778	772	232	8723	100		12	106	
(1)	10	488		415		925	429			9029	125		301	504	464		933	397		431	6915	100		11	113	
(1)	13	478		386		1120	359			7664	115		390	698	591		1669	513		281	8804	91		11	103	
(1)	14	397	401	561		985	527		399	14591	115		364	334	582		759	478		535	9731	90	56	15	131	
(1)	15	442		481		939	442			11235	100		357	480	556		1061	512		264	11142	89		14	94	
(2)	7	355	524	576		1242	537		354	18495	113		361	468	571		984	488		339	9791	78		18	95	
(2)	9												379	229	590		356	513		482	6844	89		5	45	
(2)	10	379	393	629		660	561		365	8883	117		403	299	631		507	515		347	5298	86		10	101	
(2)	13	451	370	696		680	644		447	15948	125		387	289	625		2613	518		296	22321	89		23	107	
(2)	14	236	216	358		333	295		250	6652	51		385	279	602		435	540		425	9739	84		10	68	
(3)	5	314	1535	494		3692	367		238	5208	67		477	2088	778		5463	606		373	8085	98	49	15	107	
(3)	6	312	1787	494		4391	381		224	5954	60		504	2605	753		6147	1045	1061	523	8395	97	48	17	103	
(3)	7	318	1610	517		3925	395		244	5485	72	84	509	1836	791		4701	681		407	6572	96	48	14	151	
(4)	1	282	132	412			322		214	170	57		459	231	618				394		529	374	114		2	85
(4)	2	273		409			317		196		62		438	201	589				426		327	309	102		2	82
(4)	3	271		408			320		151		62		440	201	599				544		502	494	85		2	73
(5)	2	274	125	406			336				56		399	190	517				436		477	299	100		2	78
(5)	3												419	192	545				399		489	531	90		1	45
(6)	5	332	154	493			320		274		61		495	225	676				474		338	346	103		2	82
(6)	6	326	153	507			372		253		90		477	215	667				467		628	495	126		2	108
(7)	1	308	354	490		896	428		234	7238	79		459	710	665		1699	500		305	12552	113		13	96	
(7)	2	288	369	478		1155	435		406	9341	67	280	447	491	658		1112	510		569	11647	89		14	218	
(7)	4	286	324	470		777	727	827	417	10419	67	28	459	518	671		1106	553		340	15200	100	55	17	125	
(7)	11	308	427	503		1238	761	837	250	11900	67	17	408	691	638		1691	462		323	15440	84		18	84	
(7)	13	311	406	499		1065	452		262	11023	78	11	471	627	714		1571	532		585	16229	100	33	17	111	
(8)	4	317	582	516		1562	439		291	9915	78	55	462	910	688		2318	491		400	13890	94	55	16	141	
(8)	7	327	532	535		1261	482		275	10893	72		461	568	684		1242	549		622	13138	100		16	86	
(8)	8	308	357	504		980	789	778	412	8074	67		453	561	687		1388	490		311	10822	89	55	13	105	
(8)	11	308	737	474		1954	436		258	9862	72		471	1191	811	141	3176	559		354	16671	100	44	19	108	
(8)	12	366	951	597		2594	820	811	296	11736	78	55	434	1160	707		3140	519		328	13141	83	61	19	139	
(8)	15	304	529	515		1268	708	874	268	11069	78		453	755	738		1814	582		352	15351	89		18	83	
(9)	5	405	1924	639		4989	953	772	320	8484	86	74	596	2525	994	157	6889	646		420	11473	111	49	21	160	
(9)	6	413	2153	640		4755	875	647	306	7773	85	12	594	2681	970	153	6604	643		417	9750	133	60	20	145	
(9)	7	425	1799	655		471	920	721	314	6915	84	48	618	2414	977	156	6790	652		410	8747	120	60	16	156	
(14)	1	385	1479	553		3310	822	720	281	10014	101	45	518	1754	858	132	4286	649		391	13902	101	45	20	145	
(14)	3	379	2325	594		4913	894	920	290	14115	89	78	527	2717	871	128	6050	598		376	16979	94	78	26	169	
(14)	5	388	2169	588		4457	824	888	347	11973	101	79	530	2604	879	134	5480	617		392	16021	112	67	24	180	





**Tabelle V: Ergebnisse der Headspace-Messungen von Boden-Zwischenproben aus Töpfen (nach 9 Versuchswochen) und Sickerwasserproben (PN 3) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.** Ergebnisse in µg/5g Bodeneinwaage FG, bezogen auf einen Gasraum von 20 ml. Eine Umrechnungen auf das Trockengewicht des Bodens wurde aufgrund der niedrigen Messergebnisse nicht vorgenommen.

Ansatz	Probe Nr.	MtBE [µg]	Cyclohexan [µg]	Toluol [µg]	sonstiges [µg]
Blindprobe - Laborluft	1	0,000	0,000	0,000	0,183
Blindprobe - Laborluft	2	0,000	0,000	0,000	0,155
(1) L.s. MKW +	9	0,000	0,000	0,000	0,724
(1) L.s. MKW +	10	0,000	0,000	0,000	1,295
(1) L.s. MKW +	13	0,000	0,000	0,000	0,646
(1) L.s. MKW +	14	0,000	0,000	0,000	0,784
(1) L.s. MKW +	15	0,000	0,011	0,000	1,545
(2) L.s. MKW -	7	0,000	0,008	0,000	1,367
(2) L.s. MKW -	9	0,000	0,000	0,000	0,262
(2) L.s. MKW -	10	0,000	0,000	0,000	0,268
(2) L.s. MKW -	13	0,000	0,000	0,000	0,854
(2) L.s. MKW -	14	0,000	0,000	0,000	0,556
(3) - MKW	5	0,000	0,000	0,000	0,270
(3) - MKW	6	0,000	0,000	0,000	1,421
(3) - MKW	7	0,000	0,000	0,000	1,080
(4) L.s. K +	1	0,000	0,000	0,000	0,212
(4) L.s. K +	2	0,000	0,000	0,000	0,266
(4) L.s. K +	3	0,000	0,000	0,000	0,178
(5) L.s. K -	2	0,000	0,000	0,000	0,205
(5) L.s. K -	3	0,000	0,000	0,000	0,247
(6) - K	5	0,000	0,000	0,000	0,124
(6) - K	6	0,000	0,000	0,000	0,167
(7) L.s. Mix +	1	0,000	0,000	0,000	0,327
(7) L.s. Mix +	2	0,000	0,044	0,000	2,511
(7) L.s. Mix +	4	0,000	0,018	0,000	1,861
(7) L.s. Mix +	11	0,000	0,000	0,000	1,688
(7) L.s. Mix +	13	0,000	0,000	0,000	1,010
(8) L.s. Mix -	4	0,000	0,010	0,000	3,462
(8) L.s. Mix -	7	0,000	0,000	0,000	2,072
(8) L.s. Mix -	8	0,000	0,000	0,000	2,124
(8) L.s. Mix -	11	0,000	0,070	0,000	5,480
(8) L.s. Mix -	12	0,000	0,059	0,000	7,632
(8) L.s. Mix -	15	0,000	0,000	0,000	1,797
(9) - Mix	5	0,000	0,000	0,000	0,573
(9) - Mix	6	0,000	0,000	0,000	0,852
(9) - Mix	7	0,000	0,000	0,000	0,442
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	1	0,000	0,036	0,000	9,309
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	3	0,000	0,095	0,000	11,688
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	5	0,000	0,043	0,000	11,164
(2) L.s. MKW - Sickerwasser	16	0,000	0,000	0,000	0,110
(8) L.s. Mix - Sickerwasser	20-22	0,000	0,000	0,000	0,087
(21) - NaCl tägl. Sickerwasser	14	0,000	0,000	0,000	0,089
(22) L.s. K ung. + Sickerwasser	15	0,000	0,000	0,000	0,067

Tabelle VI: Gehalte von MKW und PAK in Bodenproben aus den verschiedenen Tiefen der Versuchsansätze Nr. 24 (Mix, mykorrhiziert) in Säulen nach 20 Wochen. Angaben in µg/kg. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.

Ansatz Nr.	Säule Nr.	Probeniefe [cm]	Probe	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktadecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Summe MKW [mg/kg]	Summe PAK [µg/kg]	
(24)	1	0	A					1968				61671		33	63,64	33,22	
			B					2381				71089		55	73,47	55,37	
		5	A														
			B														
		20	A														
			B														
		40	A														
			B														
60	A																
	B																
80	A																
	B																
(24)	2	0	A				217	1630		173		41138		39	43,16	38,77	
			B				208	1585		173		40745			42,71		
		5	A				211	220								0,43	
			B				199	242								0,44	
		20	A				200	237								0,44	
			B				203	228		131						0,56	
		40	A				201	229								0,43	
			B				208	241		164						0,61	
60	A				201	227								0,43			
	B				211	222								0,43			
80	A				205	245		175						0,63			
	B				224	251								0,47			
(24)	3	0	A	698		1057	302	3024	664	217	355	53040	17	44	59,36	60,93	
			B	673		1030	290	3209	639	220	360	50557	22	61	56,98	83,09	
		5	A	660		967	276	294	549	206	235	679			3,87		
			B	686		1008	277	289	584	190	225	760			4,02		
		20	A	719		983	295	313	580	212	304				3,41		
			B	742		1034	296	308	587	209	236	1303			4,71		
		40	A	695		1036	293	319	615	220	323	424			3,92		
			B	678		996	296	301	576	218	360	146			3,57		
60	A	695		1024	293	308	594	210	379	102			3,60				
	B	686		1032	293	316	564	214	247				3,35				
80	A	791		1136	346	364	622	234	247	144			3,88				
	B	794		1113	341	368	580	236	125	388			3,95				
(24)	4	0	A	412		609	383	2140	420	288	321	59561	44	222	64,13	265,94	
			B	386		603	378	2933	391	285	315	57951	55	1662	63,24	1717,50	
		5	A	448		642	411	493	422	305	320	239		11	3,28	11,39	
			B	332		474	312	386	330	302	157	280		6	2,57	5,70	
		20	A	408		583	375	468	334	297	273			6	2,74		
			B	414		603	398	440	387	275	256			6	2,77	5,66	
		40	A	377		589	364	415	382	277	233			6	2,64		
			B	398		637	389	443	392	290	250			6	2,80	5,65	
60	A	383		572	364	465	410	361	176			6	2,73	5,65			
	B	410		595	381	471	376	273	239			6	2,75				
80	A	405		580	394	476	369	292	238	259		6	3,01	5,92			
	B	408		591	399	466	427	394	261	209			6	3,16			





Tabelle IX: Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der ersten Probennahme (PN1). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Probe	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktadecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Summe MKW [ng/l]	Summe PAK [ng/l]
1	MKW myk.	A	99		245	93	38		49	52	57		119	634	119
		B	9	1374	48	718	600		133	66	136	558	260	3085	819
2	MKW nicht-myk.	A	130		251	79	48			78	33	112	87	618	198
		B		51		374	168		92	61	59	223	304	805	527
3	MKW ohne Pflanze	A	268	34	191	107	62		72	210		112	87	944	198
		B		40		92	134		89	18	57		173	430	173
4	Kontrolle myk.	A	321	51	101	69	41		59	91	29			762	
		B	47	138		640	93		48	64	39	112	108	1070	220
5	Kontrolle nicht-myk.	A	143		231	109	45			76		112	87	604	198
		B		38		59	288		30	47		39		461	39
6	Kontrolle ohne Pflanze	A	129	41	258	72	45			259	57	112	87	861	198
		B		72		71	93		64	131	48	89	74	479	163
7	Mix myk.	A	691	74	191	120	57			64	57			1254	
		B	36	252	36		110		32	122	107	112	108	695	220
8	Mix nicht-myk.	A	165		163	70	120		52	49	33		87	652	87
		B		47		516	61		170	38		212	239	831	451
9	Mix ohne Pflanze	A	337	64	248	83	86			82	53	112	43	952	155
		B	49	40		141	191		116	40	57		108	634	108
10	Mix NaCl wöch. myk.	A	81		199	181	34		44	51	55			645	
		B	38	536	57	72	224		55	70	33	3350	217	1085	3567
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.	A	142		230	62				70	59	112	87	563	198
		B		43		422	73		37			50	78	575	128
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze	A	110		208	69	39			136	67			628	
		B	41	228	57	63	66		45	98	103	140	564	702	703
13	Mix NaCl tägl. myk.	A	301	52	206	65	61		48	35	54	112	87	822	198
		B	194	189	40		849		52	52	61	56		1438	56
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.	A	252		186	57				42	53	112	87	590	198
		B		34		520	98		74	45		73	130	771	203
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze	A	288		136	57	77		37	181	45	112	87	822	198
		B	49	280	80	670	107		48		123	363		1357	363
16	NaCl wöch. myk.	A	351	52	207	82	69		25	101	62	112	87	949	198
		B		72		42	70		29	39	80	45	108	333	153
19	NaCl tägl. myk.	A	328	36	227	82	60		25	95	63	112	87	917	198
		B	40	68		496	259		21	49				933	
22	K ung. myk.	A	510	47	136	92	81		67	212	40	112	87	1184	198
		B	40	144	54	421	64		44	58		134	108	826	242
23	K ung. nicht-myk.	A		40			63		32	152	45	167		333	167
		B	75		260	51				87	51	112	87	523	198

Tabelle X: Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der zweiten Probennahme (PN2). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Probe	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktadecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Summe MKW [ng/l]	Summe PAK [ng/l]
1	MKW myk.	A				57			74				347	130	347
		B		50	62	337	306		44		60	140	56	859	196
2	MKW nicht-myk.	A	54	65	70	619	758		120	40	145	89	48	1870	137
		B	49	51	70	715	809		81	103	127	50	26	2004	76
3	MKW ohne Pflanze	A	41	87	101	879	749		106	53	164	89	43	2180	133
		B	52	86	75	1029	755		107	77	160	67	26	2340	93
4	Kontrolle myk.	A		157	108	270	323		58	42	44	67	43	1001	110
		B		41	51	270	438		49		65	95	48	915	143
5	Kontrolle nicht-myk.	A	53	156	99	508	695		105		140	195	434	1755	629
		B	102	123	329	718	1010		143	206	326	140	347	2956	487
6	Kontrolle ohne Pflanze	A	67	73	127	63	901		182	99	193	89	43	1705	133
		B													
7	Mix myk.	A	43	62	56	300	387		52		72	45	65	973	110
		B	39	47	43	260	384		57	61	74	73	61	966	133
8	Mix nicht-myk.	A	55	72	67	577	728		84	89	122	56	61	1794	117
		B	66	52	67	592	787		110		143	61	26	1817	87
9	Mix ohne Pflanze	A		103		88	27				36			253	
		B	75	90	92	1156	806		211	126	186	167	43	2742	211
10	Mix NaCl wöch. myk.	A	52	70	54	369	334		67		62	112	48	1008	159
		B	39	88	86	449	392		51	60	66	106	43	1232	149
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.	A	65	84	49	725	586		80	49	134	56	22	1771	78
		B	84	68	72	683	629		99	103	153	78	26	1892	104
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze	A	34	50	58	541	397		81	29	99	95	48	1290	143
		B	34	61	52	548	411			20	84	84	48	1210	131
13	Mix NaCl tägl. myk.	A	41	61	40	397	351		47		71	56	61	1007	117
		B	66	112	184	493	585		81		113	123	78	1634	201
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.	A	43	35	39	701	476		46	32	87	73	173	1458	246
		B		54	46	588	441		109	48	88	67	43	1374	110
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze	A		55	53	542	464		121	33	110	100	48	1426	148
		B	47												
16	NaCl wöch. myk.	A		38	45	393	336		55		58	78	48	924	126
		B		36	58	358	348		61	61	73	84	52	995	136
18	NaCl wöch. ohne Pflanze.	A	32	60	70	482	441		63	19	112	89	48	1279	137
		B	36	48	60	404	342		59	99	99	61	43	1147	105
19	NaCl tägl. myk.	A	60	156	193	776	933		174	91	479	15074	10842	2862	25916
		B	40	91	110	768	839		134	66	150	50	24	2198	74
22	K ung. myk.	A	66	49	61	707	281		138	58	133	112	65	1493	177
		B	42	77	53	528	717		121	68	98	45	26	1703	71
23	K ung. nicht-myk.	A	71	110	76	456	646		82	46	121	61	52	1608	113
		B													
24	Säule Mix myk.	A	85	59	86	759	781		108	37	110	33	26	2025	60
		B	73	96	98	770	893		122		137	20	22	2190	41
25	Säule Mix nicht-myk.	A	38	45	51	686	792		85	77	136	67	17	1910	84
		B													
26	Säule Mix ohne Pflanze	A	65	42	58	1072	892		120	82	219	45	26	2548	71
		B	90	58	82	1047	839		157	84	181	33	26	2539	60
27	Säule Kontrolle myk.	A	83	46	75	830	868		93	51	171	33	17	2218	51
		B		69	85	763	851		154	53	156	36	26	2131	62

**Tabelle XI: Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der dritten Probennahme (PN3). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.**

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Probe	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktadecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Summe MKW [ng/l]	Summe PAK [ng/l]
1	MKW myk.	A					30		19	163		167	35	212	202
1		B	43	340		542	113		129	58	72	33	156	1297	190
1		C		330		589	503		119	77	66	22	82	1684	105
1		D		11					17	188		167	221	216	389
2	MKW nicht-myk.	A										100	1344		1445
2		B		350		516	112		181	87	78	45	152	1324	196
2		C	54	567	81	158	1168		74	88	138		26	2329	26
3	MKW ohne Pflanze	A		282			267		123	68		11	13	741	24
4	Kontrolle myk.	A		231	141					138	18	45	65	528	110
4		B	98	103	10		2001		91		73	22	35	2376	57
6	Kontrolle ohne Pflanze	A	71	64	62			51	31	61	45	11		385	11
6		B		338		132	37			166			22	673	22
7	Mix myk.	A		83			90		45	167	27	45	52	413	97
7		B		188	76	44	341		85		1189	2233	13010	1923	15243
8	Mix nicht-myk.	A		82								84	61	82	144
9	Mix ohne Pflanze	A		130			22					502	43	152	546
9		B										17	35		51
9		C	394	57	105		37	65	27	216		11	26	901	37
10	Mix NaCl wöch. myk.	A	31	42			201		35	112	579	33	35	1000	68
10		B		51			30		21	109	37	22	56	249	79
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze	A		96	44		39		45	223	29	39	52	475	91
12		B		48	53		33		46	218	66	45	52	462	97
13	Mix NaCl tägl. myk.	A	49	128	96		557			75	44	33	39	950	73
13		B		57					18	112	36	22	26	223	48
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze	A		22	56		149		52	217	17	50	78	513	128
15		B		187	104		93		57		182	61	304	623	365
16	NaCl wöch. myk.	A					32			185		78	74	218	152
16		B		46			79			148		17	26	274	43
18	NaCl wöch. ohne Pflanze.	A		85	63		43		57	304	12	33	104	564	138
18		B		68	190		152		54		276	167	434	740	601
24	Säule Mix myk.	A										50	30		81
24		B					27				34	22	26	61	48
25	Säule Mix nicht-myk.	A							60			100	139	60	239
25		B										39	35		74
26	Säule Mix ohne Pflanze	A				57	41			63		11	17	160	29
26		B	35			144	356			104	63	100	43	703	144
27	Säule Kontrolle myk.	A		393		186			118	70		11	17	767	29
27		B		174		480	40	37	73	97	35	17	17	936	34

Tabelle XII: Konzentrationen von MKW und PAK im Sickerwasser der achten Probennahme (PN8). Angaben in ng/l. Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.

Ansatz Nr.	Ansatzbezeichnung	Probe	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktadecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Summe MKW [ng/l]	Summe PAK [ng/l]
1	MKW myk.	A		597		54				80				731	
1		B		2242		54	110		86	71	67			2630	
2	MKW nicht-myk.	A		583		190			81	76	3281			4211	
2		B		1198		58	53				3992			5302	
3	MKW ohne Pflanze	A		852			45			121				1019	
3		B		934		43	61			53				1091	
4	Kontrolle myk.	A													
5	Kontrolle nicht-myk.	A					62							62	
6	Kontrolle ohne Pflanze	A		863			108				133			1104	
6		B		567						290	381			1239	
8	Mix nicht-myk.	A		686										686	
9	Mix ohne Pflanze	A		990							204			1193	
9		B		1047						615	265			1926	
24	Säule Mix myk.	A													
24		B													
25	Säule Mix nicht-myk.	A									681			681	
25		B		2193		53		36	58	616				2957	
26	Säule Mix ohne Pflanze	A		841		39					2870			3750	
26		B		1897		50	47							1994	
27	Säule Kontrolle myk.	A		1024										1024	
27		B		1487		8	10							1505	

Tabelle XIII: Gehalte von MKW und PAK im Dotiersand der Rückstellproben nach 20 Wochen. Die Dotierungsmenge betrug 1800 mg/kg Gesamt-MKW und 120 mg/kg Gesamt-PAK. Angaben in µg/kg. Darunter Messwerte von MKW und PAK in den verwendeten Lösemitteln (Blindproben). Leer = Substanz mit Software nicht detektiert.

Ansatzbezeichnung	Probe	Dodecen	Dodecan	Tetradecen	Tetradecan	Pentadecan	Hexadecen	Hexadecan	Oktadecen	Eicosan	Acenaphthen	Phenanthren	Summe MKW [µg/kg]	Summe PAK [µg/kg]
MKW/PAK Rückstellprobe	A	640	184847	825	879	237501	532	412	355	326522	99468	110520	752,51	209988
	B	633	189345	808	876	242161	540	406	370	334010			769,15	
	C	625	181205	827	862	234820	571	415	360	319695			739,38	
	D	629	190719	803	898	243878	558	433	393	333269			771,58	
Aceton/Hexan 2:8	A	412		745			472		196			11	1,84	11
	B	366		689			427		158			11	1,65	11
	C	438		783			478		207			11	1,92	11
Aceton/Heptan 2:8	A	312	121	454	247	275	281	175	129				1,99	
	B	336	131	477	249	289	289	183	151				2,11	
	C	361	144	533	275	313	308	197	136				2,27	



**Tabelle XIV: Kupfer-Konzentrationen des Sickerwassers aller Ansätze der verschiedenen Probennahmen während der Versuchslaufzeit.** Mittelwerte von Mehrfachbestimmungen, Stichprobenumfang n=2, leer = keine Messung, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall-Dotierung, D = Düngung. \* Mittelwert ohne Ausreißer der PN 3 berechnet.

Nr	Ansatzbezeichnung	PN	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Mittelwert
		VW	1	2	5	7	9	11	14	15	16	
		SM	x		x x		x					
		D		x	x x	x	x	x	x		x	
1	MKW myk.		20,6									20,6
2	MKW nicht-myk.		25,8									25,8
3	MKW ohne Pflanze		24,7									24,7
4	Kontrolle myk.		25,3	52,9	42,1	59,5	64,2	44,1	45,3	39,1	88,9	51,3
5	Kontrolle nicht-myk.		26,7	73,2	42,5	39,9	47,6	37,3		58,0	65,4	48,8
6	Kontrolle ohne Pflanze		25,4	34,4	17,2	39,3	36,3	37,2	24,3	18,4	9,2	26,9
7	Mix myk.		29,9	103,4	37,2	40,0	187,8	51,9	53,6			72,0
8	Mix nicht-myk.		39,0	102,1	53,6	105,4	128,3	75,4	117,9			88,8
9	Mix ohne Pflanze		34,4	46,0	56,3	91,1	51,3	83,7	46,9	39,2	27,1	52,9
10	Mix NaCl wöch. myk.		36,5									36,5
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.		30,8									30,8
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze		31,5									31,5
13	Mix NaCl tägl. myk.		21,1	61,3	55,1	42,3	197,7	60,7	40,1	36,3	41,6	61,8
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.		46,8	87,5	2863,4	186,8	94,2	88,3	54,3	56,0	73,8	*86,0
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze		30,7	45,1	48,9	56,3	36,6	54,6	33,3	28,3	55,1	43,2
16	NaCl wöch. myk.		24,4									24,4
17	NaCl wöch. nicht-myk.		20,3									20,3
18	NaCl wöch. ohne Pflanze		31,9									31,9
19	NaCl tägl. myk.		33,8									33,8
20	NaCl tägl. nicht-myk.		32,1									32,1
21	NaCl tägl. ohne Pflanze		24,7									24,7
22	K ung. myk.		25,6	47,8	50,3	43,2						41,7
23	K ung. nicht-myk.		28,1	60,1	37,3	54,2						45,0
		SM	x	x	x		x					
		D		x	x x	x	x	x	x		x	
24	Säule Mix myk.		12,9	8,8	11,1	8,2	6,2	9,1	6,5		11,8	9,3
25	Säule Mix nicht-myk.			10,4	11,7	14,1	7,1	12,1	7,5		10,9	10,5
26	Säule Mix ohne Pflanze		6,8	8,3	5,0	4,1	3,6	4,5	6,4		6,4	5,6
27	Säule Kontrolle myk.		13,5	10,2	9,8	8,1	8,4	11,3	6,4		22,0	11,2

**Tabelle XV: Evapo-Transpirationsraten [%] der Versuchsansätze, berechnet aus den Sickerwassermengen der Probenahmen über die Versuchslaufzeit im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.** Leer = Berechnung nicht möglich, PN = Probenahme, VW = Versuchswoche. Für PN5 keine Angaben möglich, da sich die Anzahl der Töpfe mit der Zwischenprobenahme reduzierte.

Nr	Ansatzbezeichnung	PN		1	2	3	4	5	6	7	8	9	Mittelwert
		VW	1	2	5	7	9	11	14	15	16		
1	MKW myk.		86	97	98	97		68	95	99	100		92
2	MKW nicht-myk.		89	98	97	99		61	100	96	99		92
3	MKW ohne Pflanze		55	30	80	51		55	34	33	48		48
4	Kontrolle myk.		87	98	98	99		71	93	99	99		93
5	Kontrolle nicht-myk.		86	97	98	93		78	100	99	98		94
6	Kontrolle ohne Pflanze		55	43	85	71		74	48	42	52		59
7	Mix myk.		86	98	87	90		71	99	100	100		91
8	Mix nicht-myk.		85	96	95	98		82	100	99	100		94
9	Mix ohne Pflanze		50	37	81	67		81	53	49	61		60
10	Mix NaCl wöch. myk.		93	87	76	93		63	49	56	62		72
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.		80	82	85	88		64	97	70	73		80
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze		66	49	77	61		69	47	37	50		57
13	Mix NaCl tägl. myk.		94	80	77	82		97	68	74	79		81
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.		79	88	91	85		70	74	74	81		80
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze		41	39	80	60		62	44	39	50		52
16	NaCl wöch. myk.		91	82	73	82		63	56	60	65		71
17	NaCl wöch. nicht-myk.		85	81	83	86		63	58	61	66		73
18	NaCl wöch. ohne Pflanze		53	38	78	51		65	48	41	50		53
19	NaCl tägl. myk.		90	91	83	90		63	55	60	64		75
20	NaCl tägl. nicht-myk.		89	94	92	87		65	77	76	78		82
21	NaCl tägl. ohne Pflanze		55	37	77	50		74	50	38	52		54
22	K ung. myk.		82	95	97	96		75	82	92	99		90
23	K ung. nicht-myk.		88	99	97	99		81	100	100	100		95
24	Säule Mix myk.			96	68	88	85	48	84	73	88		79
25	Säule Mix nicht-myk.				72	88	91	43	93	72	87		78
26	Säule Mix ohne Pflanze			32	30	69	40	-7	71	28	35		37
27	Säule Kontrolle myk.			94	68	87	87	62	92	68	91		81

**Tabelle XVI: Ergebnisse der pH-Messungen vom Sickerwasser aller Ansätze der verschiedenen Probennahmen während der Versuchslaufzeit.** Mittelwerte aus Doppelbestimmungen, Stichprobenumfang n=2. - = keine Probe vorhanden, PN = Probennahme, VW = Versuchswoche, SM = Schwermetall-Dotierung, D = Düngung.

Nr	Ansatzbezeichnung	PN	1	2	3	4	5	6	7	8	9
		VW	1	2	5	7	9	11	14	15	16
		SM	x		x x		x				
		D		x	x x	x	x	x	x		x
1	MKW myk.		7,62	7,36	7,56	-	7,19	-	-	-	-
2	MKW nicht-myk.		7,38	7,02	7,30	-	7,05	-	-	-	-
3	MKW ohne Pflanze		6,84	6,79	7,38	-	7,05	-	-	-	-
4	Kontrolle myk.		7,50	7,31	7,73	7,49	7,26	7,94	7,88	7,58	7,72
5	Kontrolle nicht-myk.		7,60	7,05	7,53	7,53	7,47	7,74	-	6,75	7,31
6	Kontrolle ohne Pflanze		6,79	5,56	7,46	6,88	7,06	6,97	6,85	7,13	6,26
7	Mix myk.		7,53	7,31	7,70	7,61	7,44	7,75	7,88	-	-
8	Mix nicht-myk.		7,46	7,41	7,50	7,18	7,01	7,58	7,29	-	-
9	Mix ohne Pflanze		5,96	4,47	7,19	4,04	5,96	5,26	5,22	6,49	5,23
10	Mix NaCl wöch. myk.		7,49	7,11	7,53	-	7,14	-	-	-	-
11	Mix NaCl wöch. nicht-myk.		7,63	7,04	7,47	-	7,08	-	-	-	-
12	Mix NaCl wöch. ohne Pflanze		4,40	4,68	6,68	-	6,73	-	-	-	-
13	Mix NaCl tägl. myk.		7,57	7,10	7,73	7,59	7,32	7,71	7,79	7,72	7,59
14	Mix NaCl tägl. nicht-myk.		7,56	7,24	7,44	7,23	7,37	7,80	7,81	7,59	7,48
15	Mix NaCl tägl. ohne Pflanze		5,74	4,68	6,98	6,13	7,01	6,74	6,68	6,80	4,77
16	NaCl wöch. myk.		7,48	7,13	7,57	-	7,47	-	-	-	-
17	NaCl wöch. nicht-myk.		7,49	7,05	7,38	-	7,31	-	-	-	-
18	NaCl wöch. ohne Pflanze		5,08	4,72	7,13	-	7,23	-	-	-	-
19	NaCl tägl. myk.		7,49	6,96	7,38	-	7,17	-	-	-	-
20	NaCl tägl. nicht-myk.		7,47	6,84	7,13	-	7,23	-	-	-	-
21	NaCl tägl. ohne Pflanze		4,45	6,08	6,48	-	7,11	-	-	-	-
22	K ung. myk.		7,40	7,06	7,52	7,59	7,21	7,58	7,48	7,48	7,15
23	K ung. nicht-myk.		7,36	7,16	7,46	7,26	-	7,42	7,60	-	-
		SM	x	x	x		x				
		D		x	x x	x	x	x	x		x
24	Säule Mix myk.			7,54	7,71	7,79	7,75	7,71	7,38	7,62	7,57
25	Säule Mix nicht-myk.			-	7,64	7,80	7,35	7,45	7,84	7,63	7,65
26	Säule Mix ohne Pflanze			7,48	7,47	7,69	7,20	7,69	7,58	7,62	7,62
27	Säule Kontrolle myk.			7,50	7,57	7,71	7,49	7,65	7,78	7,69	7,58

**Tabelle XVII: Trockengewichte der Boden-Zwischenproben aus Töpfen (nach 9 Versuchswochen) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.**

<b>Ansatz</b>	<b>Probe Nr.</b>	<b>Wassergehalt [Gew. %]</b>	<b>Umrechnungsfaktor für Messergebnisse</b>
(1) L.s. MKW +	9	0,40	1,0040
(1) L.s. MKW +	10	0,50	1,0050
(1) L.s. MKW +	13	2,52	1,0252
(1) L.s. MKW +	14	2,86	1,0216
(1) L.s. MKW +	15	0,30	1,0030
(2) L.s. MKW -	7	0,40	1,0040
(2) L.s. MKW -	9	0,60	1,0122
(2) L.s. MKW -	10	4,02	1,0402
(2) L.s. MKW -	13	0,59	1,0059
(2) L.s. MKW -	14	0,99	1,0184
(3) - MKW	5	10,51	1,1050
(3) - MKW	6	9,16	1,0915
(3) - MKW	7	9,14	1,0914
(4) L.s. K +	1	2,98	1,0298
(4) L.s. K +	2	2,35	1,0235
(4) L.s. K +	3	2,04	1,0204
(5) L.s. K -	2	0,70	1,0070
(5) L.s. K -	3	0,81	1,0153
(6) - K	5	9,51	1,0952
(6) - K	6	8,56	1,0855
(7) L.s. Mix +	1	2,35	1,0235
(7) L.s. Mix +	2	0,60	1,0122
(7) L.s. Mix +	4	0,40	1,0040
(7) L.s. Mix +	11	1,01	1,0174
(7) L.s. Mix +	13	0,30	1,0072
(8) L.s. Mix -	4	0,20	1,0020
(8) L.s. Mix -	7	0,40	1,0040
(8) L.s. Mix -	8	0,30	1,0030
(8) L.s. Mix -	11	0,30	1,0030
(8) L.s. Mix -	12	0,40	1,0040
(8) L.s. Mix -	15	0,30	1,0030
(9) - Mix	5	11,11	1,1111
(9) - Mix	6	9,39	1,0938
(9) - Mix	7	8,79	1,0879
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	1	1,11	1,0111
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	3	0,50	1,0050
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	5	1,63	1,0163

**Tabelle XVIII: Trockengewichte der Boden-Endproben aus Töpfen (nach 20 Versuchswochen) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.**

Ansatz	Probe Nr.	Wassergehalt [Gew. %]	Umrechnungsfaktor für Messergebnisse
(1) L.s. MKW +	3	1,48	1,0148
(1) L.s. MKW +	5	1,87	1,0187
(1) L.s. MKW +	7	0,64	1,0064
(1) L.s. MKW +	8	3,26	1,0326
(1) L.s. MKW +	11	0,85	1,0085
(1) L.s. MKW +	12	3,04	1,0304
(2) L.s. MKW	1	3,56	1,0356
(2) L.s. MKW	2	2,26	1,0226
(2) L.s. MKW	3	2,90	1,0290
(2) L.s. MKW	4	2,48	1,0248
(2) L.s. MKW	8	1,52	1,0152
(2) L.s. MKW	11	1,62	1,0162
(3) - MKW	2	0,56	1,0056
(3) - MKW	3	2,04	1,0204
(3) - MKW	4 A	0,58	1,0058
(3) - MKW	4 B	0,52	1,0052
(4) L.s. K +	10	2,01	1,0201
(4) L.s. K +	11	2,10	1,0210
(4) L.s. K +	12	2,10	1,0210
(4) L.s. K +	13	2,74	1,0274
(4) L.s. K +	14	1,60	1,0160
(4) L.s. K +	15	2,73	1,0273
(5) L.s. K -	1	2,81	1,0281
(5) L.s. K -	4	3,98	1,0398
(5) L.s. K -	5	2,33	1,0233
(5) L.s. K -	6	4,93	1,0493
(5) L.s. K -	8	6,08	1,0608
(6) - K	1	0,30	1,0030
(6) - K	2	2,79	1,0279
(6) - K	3	0,14	1,0014
(7) L.s. Mix +	5	4,20	1,0420
(7) L.s. Mix +	6	0,60	1,0060
(7) L.s. Mix +	8	1,26	1,0126
(7) L.s. Mix +	9	1,07	1,0107
(7) L.s. Mix +	14	0,58	1,0058
(7) L.s. Mix +	15	0,78	1,0078
(8) L.s. Mix -	1	3,90	1,0390
(8) L.s. Mix -	2	3,66	1,0366
(8) L.s. Mix -	3	4,09	1,0409
(8) L.s. Mix -	5	2,67	1,0267
(8) L.s. Mix -	6	4,02	1,0402
(8) L.s. Mix -	9	3,22	1,0322
(9) - Mix	1	0,30	1,0030
(9) - Mix	2	0,18	1,0018
(9) - Mix	3	0,36	1,0036
(13) L.s. NaCl tägl Mix +	4	1,56	1,0156
(13) L.s. NaCl tägl Mix +	5	1,82	1,0182
(13) L.s. NaCl tägl Mix +	6	1,74	1,0174
(13) L.s. NaCl tägl Mix +	7	0,90	1,0090
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	2	1,89	1,0189
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	4	1,71	1,0171
(14) L.s. NaCl tägl Mix -	6	1,98	1,0198
(15) - NaCl tägl Mix	1	0,22	1,0022
(15) - NaCl tägl Mix	2	0,14	1,0014
(15) - NaCl tägl Mix	3	0,16	1,0016
(23) L.s. K ung. -	1	3,14	1,0314
(23) L.s. K ung. -	2	3,04	1,0304

**Tabelle XIX: Trockengewichte der Boden-Endproben aus Säulen (nach 20 Versuchswochen) im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen.**

Ansatz	Säule Nr.	Wassergehalt [Gew. %] in jeweiliger Bodentiefe					
		0 cm	5 cm	20 cm	40 cm	60 cm	80 cm
(24) L.s. Mix +	1	0,200	4,378	2,899	2,520	3,729	7,730
(24) L.s. Mix +	2	0,240	3,600	2,604	2,834	2,828	8,073
(24) L.s. Mix +	3	0,240	2,621	2,160	3,060	2,224	9,369
(24) L.s. Mix +	4	0,259	3,091	2,388	2,191	2,289	7,075
(25) L.s. Mix -	1	0,298	3,561	5,238	2,881	5,307	10,217
(25) L.s. Mix -	2	0,341	2,350	2,517	2,892	2,726	8,487
(25) L.s. Mix -	3	0,200	3,348	4,945	2,733	2,879	9,190
(25) L.s. Mix -	4	0,160	1,767	1,935	1,998	1,916	8,402
(26) - Mix	1	0,200	1,399	0,321	1,908	3,121	10,251
(26) - Mix	2	0,340	2,018	2,024	2,276	3,968	8,065
(26) - Mix	3	0,139	0,640	1,297	1,253	4,623	10,394
(27) L.s. K +	1	-	4,383	3,220	3,228	2,727	7,524
(27) L.s. K +	2	0,260	2,864	1,620	2,501	3,111	9,121



## Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Menschen bedanken, die dazu beigetragen haben, dass diese Arbeit entstanden ist und schließlich – trotz manchmal widriger Lebens- und Arbeitsumstände – fertiggestellt werden konnte.

Allen voran gilt mein Dank meinem Betreuer Prof. Dr. Wolfgang Heyser, der mir diese Doktorarbeit ermöglicht hat. Weiterhin danke ich den Mitgliedern der Prüfungskommission Prof. Dr. Martin Diekmann, Tom Macheleidt und als Gutachter Prof. Dr. Hartmut Koehler. Für ihre konstruktive Kritik und produktive Besprechungen in den verschiedensten Phasen der Arbeit geht mein Dank an meine Kollegen Dr. Klaudia Hettwer und Dr. Ingo Dobner.

Zum Gelingen der Experimente trugen ganz wesentlich auch die Gärtner des biologischen Gartens der Universität Bremen, Frau Angelika Trambacz und Herr Werner Vogel, mit ihren Ideen, praktischen Tipps und ihrer Fürsorge für meine Versuchspflanzen bei.

Dass ich kaum Sorgen wegen Software- und Computerproblemen hatte ist der Verdienst von Falko Berger – herzlichen Dank!

Ein großes Dankeschön geht an die Mitarbeiter der Analytischen Abteilung des UFT, Dr. Antje Siol und Peter Behrend. Die Auswertung der vielen Proben konnte nur bewältigt werden durch die Mitarbeit fleißiger Hilfskräfte und Praktikanten: Thomas Floerkemeyer, Daniel Jantzen, Tais Sommerfeld und Claudia Steller. Dankbar bin ich auch für die Unterstützung zahlreicher Mitglieder der AG Heyser und Mitarbeitern des UFT in den kleinen und großen Dingen des Arbeitsalltags: hier möchte ich vor allem Michael Birkner, Elke Obert, Helga Wehrkamp und die stets hilfsbereiten Sekretärinnen Antje Mathews und Ruth Krumrey-Rosch erwähnen.

Das interessante Praktikum bei der Firma „Abwassertechnik Dittrich“ gab mir einen praxisnahen Einblick in die Funktion von Pflanzenfiltern und Abwasserbehandlungsanlagen, vielen Dank an Thomas Dittrich und Jörn Ramund. Das Praktikum an der GC und HPLC im Ausbildungszentrum für Chemielaborantenausbildung der Universität Bremen hat mein Verständnis der analytischen Chemie erweitert und sehr viel Licht in die „Black-Box“ GC gebracht: Ich danke Horst Kompa und seinem Team, allen voran Peter Brackman für die sympathische und kompetente Betreuung.

Nicht zu vergessen sind außerdem die fleißigen Korrekturleser dieser Arbeit – Dank an Sue, Niclas, Jörn und Roland. Meinen Freunden und Geschwistern danke ich für Ihr Verständnis während meiner Arbeit an der Dissertation! Die Finanzierung dieser Arbeit verdanke ich zu einem bedeutenden Teil meinem verstorbenen Großvater Erwin Bandow.

Jan-Christoph Fritz danke ich für seine Hilfe bei der Gestaltung der Arbeit, für die Umsetzung einiger Abbildungen und den persönlichen Beistand.



**Tabelle A: In den Experimenten dotierte Stoffe und eingesetzte Mengen**

(Schad)Stoff	Dotierungsmenge [mg/kg TS]	Dotierungsmenge pro Topf [mg]	Schadstoffgruppe	Kürzel	Kürzel
Zink	150	90	Schwermetalle	SM	} Mix
Kupfer	50	30			
Acenaphthen	5	3	PAK	MKW	
Phenanthren	5	3			
Dodecan C <sub>12</sub>	50	30			
Pentadecan C <sub>15</sub>	50	30	MKW		
Eicosan C <sub>20</sub>	50	30			
Toluol	50	30			
Cyclohexan	50	30	sonstige Kraftstoffbestandteile		
MtBE	0,5	0,3			
2,4-D	0,5	0,3	Herbizid	H	
Natriumchlorid wöchentlich	1000 pro Woche	600 pro Woche	Salz	NaCl w	
Natriumchlorid täglich	1166 pro Woche	700 pro Woche		NaCl t	

**Tabelle B: Versuchsansätze im Experiment zu Abbau und Retention von Schadstoffen**

Nr.	dotierte Schadstoffe	Kürzel	Variante	sonstiges
1	MKW, PAK + Herbizid	MKW	mykorrhiziert	Töpfe, Substrat gedämpft
2	MKW, PAK + Herbizid		nicht-mykorrhiziert	
3	MKW, PAK + Herbizid		ohne Pflanze	
4	- (Kontrolle)	Kontrolle	mykorrhiziert	
5	- (Kontrolle)		nicht-mykorrhiziert	
6	- (Kontrolle)		ohne Pflanze	
7	Mix (alle Schadstoffe)	Mix	mykorrhiziert	
8	Mix (alle Schadstoffe)		nicht-mykorrhiziert	
9	Mix (alle Schadstoffe)		ohne Pflanze	
10	Mix + NaCl wöch.	Mix NaCl wöch. / MixNaClw	mykorrhiziert	
11	Mix + NaCl wöch.		nicht-mykorrhiziert	
12	Mix + NaCl wöch.		ohne Pflanze	
13	Mix + NaCl tägl.	Mix NaCl tägl. / MixNaCl t	mykorrhiziert	
14	Mix + NaCl tägl.		nicht-mykorrhiziert	
15	Mix + NaCl tägl.		ohne Pflanze	
16	NaCl wöchentlich	NaCl wöch. / NaClw	mykorrhiziert	
17	NaCl wöchentlich		nicht-mykorrhiziert	
18	NaCl wöchentlich		ohne Pflanze	
19	NaCl täglich	NaCl tägl. / NaCl t	mykorrhiziert	
20	NaCl täglich		nicht-mykorrhiziert	
21	NaCl täglich		ohne Pflanze	
22	- (Kontrolle)	K ung.	mykorrhiziert	Töpfe, Substrat ungedämpft
23	- (Kontrolle)		nicht-mykorrhiziert	
24	Mix (alle Schadstoffe)	Mix	mykorrhiziert	Säulen, oberes Substrat gedämpft unten Sand
25	Mix (alle Schadstoffe)		nicht-mykorrhiziert	
26	Mix (alle Schadstoffe)		ohne Pflanze	
27	- (Kontrolle)	Kontrolle	mykorrhiziert	