

Biologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Oder

G. Höflich, M. Tauschke, G. Schalitz, M. Joschko und A. Höhn

Biological activity in flood polder of the river Oder

1. Einleitung

In naturnahen Flußauen können Überflutungen zu charakteristischen Sedimentablagerungen führen, die von den Gesteins- und Bodeneigenschaften des Einzugsgebietes des Flusses sowie von eingeleiteten industriellen Abwässern bestimmt werden.

Durch den Bau von Sommerdeichen z. B. im Unteren

Odertal ist es möglich, die großflächigen Überflutungspolder im Sommer als Grün- und Weideland zu nutzen. Im Winterhalbjahr sind diese Flächen zeitweilig überflutet (SCHALITZ, 1970). Nach heftigen Regenfällen können auch Sommerüberflutungen auftreten.

Das Nutzungspotential der Polderflächen und die bodenbiologischen Aktivitäten werden sowohl von den Überflutungen direkt, als auch von den aus Industrieanlagen des

Summary

Of the different sites studied deeper located meadows with *Phalaris arundinacea* and mud-filled-depressions were characterized by increased microbial activity and corresponding increased C_t -, N_t - and soil nutrient contents compared to higher located meadows with *Alopecurus pratensis*. Increased contents of heavy metals did not have an effect. However, on sites with low clay contents easy deliverable heavy metals did affect different microbial activities negatively.

In some cases positive correlations between shoot heavy metal content and the rhizosphere microflora were found.

Collembola and mites were found mainly in higher located meadows with *Alopecurus pratensis*. On heavy metal contaminated sandy soils their numbers were low.

The summer 1997 flood event reduced microbial activities, number of fungi, mycorrhizal colonization and numbers of collembola and mites dependent on the length of flooding on the different sites. In contrast colonization of bacteria and nitrification was not reduced.

Key words: flood polder, microbial activities, rhizosphere microorganisms, soil animals, heavy metals.

Zusammenfassung

In tiefer gelegenen Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinacea*) und Schlickmulden der Überflutungspolder korrelierten im Vergleich zu den Wiesenfuchsschwanzwiesen (mit vorwiegend *Alopecurus pratensis*) höhere mikrobielle Aktivitäten mit erhöhten C_t -, N_t - und Nährstoffgehalten im Boden. Erhöhte Schwermetallgehalte hatten in tonreichen Böden keinen negativen Einfluß auf die Bodenmikroflora. Auf Standorten mit geringem Tonanteil wirkten sich leicht nachlieferbare Schwermetalle negativ auf unterschiedliche mikrobielle Aktivitäten aus. Bei einigen Pflanzenarten zeichneten sich zwischen den Schwermetallgehalten im Sproß und der Rhizosphärenmikroflora positive Beziehungen ab. Leicht nachlieferbare Schwermetalle werden auch bei gehemmter Rhizosphärenmikroflora von den Pflanzen gut aufgenommen.

Collembolen und Milben siedelten sich bevorzugt in den höher gelegenen Wiesenfuchsschwanzwiesen an. Auf schwermetallreichen sandigen Standorten waren sie gehemmt.

Sommerüberflutungen reduzierten in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer die mikrobiellen Aktivitäten, die Pilzzahlen, die Mykorrhizierung sowie die Collembolen- und Milbenbesiedlung. Die Bakterienbesiedlung und die Nitrifikation wurden nicht eindeutig gehemmt.

Schlagworte: Überflutungspolder, Mikrobielle Aktivitäten, Rhizosphärenmikroorganismen, Bodentiere, Schwermetalle.

Einzugsgebietes eingeschwemmten Schadstoffen, insbesondere Schwermetallen, beeinflusst (SCHALITZ et al., 1995; ELLERBROCK et al., 1996; MÜLLER und RAUER, 1997).

Ergebnisse aus Modellversuchen zeigen, daß Schwermetalle in Abhängigkeit von der Art und der Konzentration mikrobielle Aktivitäten im Boden und die Anreicherung organischer Substanzen im Boden differenziert beeinflussen können (VASECCHI et al., 1995; CHANDER et al., 1995). Wenn Energiequellen vorhanden sind, stimulieren Mikroorganismen im Boden und im Rhizosphärenraum den Transfer und die Aufnahme von Schwermetallen durch die Pflanzen (BERTHELIN et al., 1995).

Von schwermetallbelasteten Überflutungspoldern liegen bisher kaum Ergebnisse zur Bedeutung standortspezifischer Bodenfaktoren für die Interaktionen zwischen biologischen Aktivitäten im Boden, im Rhizosphärenraum und dem Pflanzenwachstum sowie für die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen vor.

Ziel unserer Untersuchungen war die Analyse des Einflusses überflutungsbedingter chemischer und physikalischer Bodenfaktoren im Nationalpark „Unteres Odertal“ auf

- mikrobielle und zoologische Aktivitäten im Boden,
- Pflanzen- und Standortspezifika der Rhizosphärenmikroflora und auf
- Interaktionen zwischen mikrobiellen Aktivitäten, Pflanzenwachstum und/bzw. Schwermetallaufnahme der Pflanzen.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten im Nationalpark „Unteres Odertal“ bei Schwedt entlang eines Transektes zwischen der Oder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße (Abbildung 1) in den Jahren 1994 bis 1998. In den Sommermonaten wurden an den Meßpunkten je 10 Boden- und Pflanzenproben (mit Wurzeln) aus 2–25 cm Tiefe entnommen. Die Bodenmenge variierte in den Jahren je nach Fragestellung zwischen 5 und 8 kg je Meßpunkt. Zusatzuntersuchungen erfolgten im Oktober 1997 nach der Sommerüberflutung.

Die mikrobiellen Aktivitäten wurden nach der DMSO-Reduktionsmethode in Anlehnung an ALEF (1991) nach 3 Stunden Inkubation bei 30° C bestimmt.

Die Boden- und Rhizosphärenbakterienbesiedlung (an Wurzeln nach Abschütteln des Bodens) wurde auf Glycerin-Pepton-Agar ermittelt. Die Bakterien wurden aufgrund makro- und mikromorphologischer Merkmale zunächst in

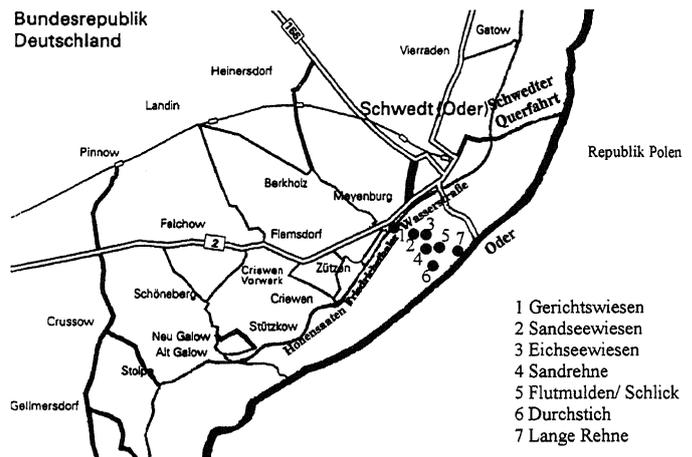


Abbildung 1: Probenahmepunkte entlang der Oderpolder im Nationalpark „Unteres Odertal“

Figure 1: Sampling points across the polder of the river Oder in the national park „Unteres Odertal“

Typen eingeteilt (HIRTE, 1969a, b) und anschließend der Anteil der Typen an der Gesamtzahl ermittelt. Die Identifizierung typenspezifischer Isolate erfolgte durch Analyse der zellulären Fettsäuremethylesterprofile mit dem „Microbial Identification System“ (MIS, Microbial ID Inc., Newark, Del) nach der Methode von MILLER (1982) bzw. SASSER und MILLER (1984). Die Bodenpilze wurden auf Biomalz-agar analysiert. Die Bestimmung der Mykorrhizabesiedlung der Wurzeln erfolgte nach PHILIPPS und HAYMAN (1970). Die Analyse der Ammonifikation sowie der aktuellen und potentiellen Nitrifikation erfolgten nach ALEF (1991).

Die Mesofauna (Collembolen und Milben) wurde aus Bodenproben in einem nach MACFAYDEN-modifizierten Extraktionsapparat innerhalb von 10 Tagen ausgetrieben.

Die chemischen Merkmale (Tabelle 1) im Boden wurden wie folgt analysiert: Gesamtstickstoff (N_T) nach Kjeldahl, Gesamtkohlenstoff (C_T) elementaranalytisch, doppellaktat-löslicher Phosphor mittels Molybdänblau-Methode, doppellaktatlösliches Kalium flammenphotometrisch, calciumchloridextrahierbares Mg mittels Atomabsorptionsspektrometer, pH-Wert mittels KCl-Extrakt.

Die Schwermetallanalyse im Boden (Tabelle 2) und in Pflanzen erfolgte im Königswasseraufschluß mit dem Atomabsorptionsspektrometer. Leicht nachlieferbare Schwermetalle wurden nach ZEIN und BRÜMMER (1989) bestimmt. Texturanalysen erfolgten mit der Köhn-Pipette.

In einem Gefäßversuch mit Böden von ausgewählten Standorten wurden die Beziehungen zwischen leicht nach-

Tabelle 1: Chemische und physikalische Bodeneigenschaften von Polderböden (2–25 cm, \bar{X} 1994–1997)
 Table 1: Soil chemical and physical characteristics of polder soils (2–25 cm, \bar{X} 1994–1997)

Standorte	Höhe über NN (m)	C _t %	N _t %	P ¹⁾	K ¹⁾	Mg ¹⁾	pH-Wert	Ton und Schluff (%)
Gerichtswiesen (an der Wasserstraße)	0,4	8,3-13,1	0,9-1,2	4,5-9,4	7,0-13,2	40-42	5,1-5,3	74
Sandseewiesen	0,8-1,2	3,6-4,1	0,3-0,4	7,7-13,3	7,0-13,5	21-31	5,5-6,0	86
Eichseewiesen	0,8-1,2	2,8-4,2	0,2-0,4	9,2-13,4	6,7-11,8	21-23	5,7-6,0	62
Sandrehne	0,8-1,2	2,6-5,0	0,2-0,5	12,0-14,9	7,7-13,1	8-30	5,6-6,0	14
Durchstich	0,8-1,2	1,7-4,5	0,1-0,5	10,6-23,5	10,6-19,5	10-21	5,7-6,1	21
Lange Rehne (an der Oder)	0,4	8,8-10,1	0,6-0,8	16,9-33,7	36,1-47,8	29-35	5,5	82
Flutmulden/Schlick	0,0	20,8	1,9	53,6	157,5	53,0	6,6	89

¹⁾ pflanzenverfügbar (mg · 100 g⁻¹)

 Tabelle 2: Schwermetallgehalte in Polderböden (2–25 cm, 1994–1997)
 Table 2: Heavy metal content in polder soils (2–25 cm, 1994–1997)

Standorte	Schwermetalle (ppm)					
	Cu	Cd	Cr	Pb	Ni	Zn
Gerichtswiesen	52-73	1,7-2,4	68-70	103-146	32-36	351-365
Sandseewiesen	33-42	0,4-1,4	41-64	32-58	24-27	226-278
Eichseewiesen	34-53	0,6-1,8	43-77	32-110	24-33	201-268
Sandrehne	39-65	0,7-2,8	44-54	65-94	22-28	223-395
Durchstich	19-88	1,0-2,7	26-70	29-146	12-26	129-537
Lange Rehne	95-103	3,6-5,5	95-103	220-274	38-40	519-797
Flutmulde/Schlick	38	1,8	n.b.	56	n.b.	647

n.b. = nicht bestimmt

lieferbaren Schwermetallen, mikrobiellen Aktivitäten und dem Wachstum bzw. der Schwermetallaufnahme an der Testpflanze Mais untersucht. Versuchsbedingungen waren 50–60 % WK, Tagestemperaturen 16–22° C, Nachttemperaturen 8–12° C, 6 Wiederholungen.

Die Versuchsergebnisse wurden über ANOVA bzw. mit Hilfe des NEWMANN-KEULS-Tests bei $\alpha = 0,05$ statistisch ausgewertet. In den Tabellen unterscheiden sich Werte mit gleichen Buchstaben nicht signifikant.

3. Ergebnisse

3.1 Bedeutung chemischer und physikalischer Bodenfaktoren für mikrobielle und zoologische Aktivitäten im Boden

3.1.1 Mikrobielle Aktivitäten und Bakterien-Pilzpopulationen

Die mikrobiellen Aktivitäten waren in Böden von tiefer gelegenen (0,4 m über NN) feuchteren Wiesen (Gerichtswiesen, Lange Rehne) mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundi-*

nacea) in den Sommermonaten der Jahre 1996 bis 1998 größer als in den Böden der höheren Lagen (0,8–1,2 m über NN) mit Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) (Tabelle 3). In den tieferen Lagen zeichneten sich positive Beziehungen zu den höheren C-, N-, P-, K- und Mg-Gehalten ab (Tabelle 1). Höhere Schwermetallgehalte (Tabelle 2) in diesen Böden hatten keinen negativen Effekt auf die allgemeine mikrobielle Aktivität.

Geringere mikrobielle Aktivitäten im Durchstich stehen möglicherweise in Beziehung zu den vergleichsweise geringeren C- bzw. N-Gehalten und dem hohen Sandanteil auf diesem Standort (Tabellen 3 bzw. 1).

Die Anzahl der Bakterien und Pilze im Boden schwankte zwischen den Jahren 1995 bis 1997 (Tabelle 4), es zeichnete sich dabei kein eindeutiger standortspezifischer Trend ab.

In speziellen Flutmulden mit Schlick und Rohrglanzgrasvegetation wurden im Vergleich zu den trockeneren Wiesenfuchsschwanzflächen höhere mikrobielle Aktivitäten, Bakterien- und Pilzpopulationen (Tabelle 5) in Übereinstimmung mit höheren Nährstoffgehalten (Tabelle 1) nachgewiesen. Bei den Bakterien waren insbesondere *Pseudomonas* spp. und *Agrobacterium* spp., aber auch *Bacillus* spp. und *Streptomyces* spp. stimuliert.

Tabelle 3: Mikrobielle Aktivitäten in Polderböden (ng DMS · g⁻¹ · h⁻¹) (1996–1998)Table 3: Microbial activities in polder soils (ng DMS · g⁻¹ · h⁻¹) (1996–1998)

Standort	1996	1997		1998
	August	Juni	Oktober ¹⁾	Juni
Gerichtswiesen	2915 a ²⁾	2776 a	1899 a	588 a
Sandseewiesen	1951 b	2351 b	505 b	545 a
Eichseewiesen	2047 b	1995 b	522 b	437 ab
Sandrehne	1460 bc	2090 b	257 c	308 bc
Durchstich	736 d	1197 c	756 b	189 c
Lange Rehne	2301 a	2298 b	631 b	552 a

¹⁾ nach der Sommerüberflutung 1997²⁾ Werte mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant.

Tabelle 4: Bakterien und Pilze in Polderböden (1995–1997) vor und nach der Sommerüberflutung 1997

Table 4: Bacteria and fungi in polder soils before and after the summer 1997 flood event

Standorte	Bakterien (gesamt 10 ⁶ cfu · g ⁻¹)				Pilze (gesamt 10 ³ cfu · g ⁻¹)				
	1995	1996	1997		1995	1996	1997		Oktober ¹⁾
	August	August	Juni	Oktober ¹⁾	August	August	Juni	Oktober ¹⁾	
Gerichtswiesen	-	8,9 a	16,0 ab	9,6 bc	-	98 b	98 a	5 a	
Sandseewiesen	5,3 b	9,0 a	6,7 c	10,9 b	63 b	77 b	43 bc	4 a	
Eichseewiesen	4,3 b	3,8 b	11,0 bc	10,0 b	90 a	172 a	23 c	6 a	
Sandrehne	3,8 b	5,7 b	21,0 a	22,4 a	40 c	200 a	59 b	5 a	
Durchstich	2,3 b	5,0 b	20,0 a	3,6 c	80 a	102 b	62 b	3 a	
Lange Rehne	14,8 a	8,4 a	17,0 a	6,5 c	50 bc	103 b	48 bc	5 a	

¹⁾ nach SommerüberflutungTabelle 5: Mikrobielle Aktivitäten in Schlickböden der Flutmulden mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinaceae*) im Vergleich zu relativ trockenen Böden mit Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) (\bar{X} 1994 und 1998)Table 5: Microbial activities in mud-filled depressions with *Phalaris arundinaceae* in relation to relative drier positions with *Alopecurus pratensis* (\bar{X} 1994 and 1998)

Mikrobielle Parameter	Flutmulde (Rohrglanzgras)	Sandseewiesen (Wiesenfuchsschwanz)	Eichseewiesen (Wiesenfuchsschwanz)	Sandrehne (Wiesenfuchsschwanz)
Mikrobielle Aktivitäten (ng DMS · g ⁻¹ · h ⁻¹)	3797 a	2086 b	1221 c	1400 c
Ammonifikation (ng N · g ⁻¹ TS · d ⁻¹)	0,46 a	0,21 a	0,32 a	0,27 a
Nitrifikation (ng N · g ⁻¹ TS · d ⁻¹)	0,39 a	0,71 a	0,82 a	0,33 a
Bakterien (10 ⁶ cfu · g ⁻¹ Boden)				
Gesamt	770,0 a	9,9 b	26,3 b	29,6 b
<i>Pseudomonas</i> spp.	315,7 a	3,0 b	3,9 b	10,4 b
<i>Agrobacterium</i> spp.	331,3 a	0,6 b	2,5 b	1,7 b
<i>Bacillus</i> spp.	36,7 a	3,2 b	5,9 b	6,0 b
<i>Streptomyces</i> spp.	62,7 a	1,9 b	10,0 b	5,5 b
Pilze Gesamt (10 ³ cfu · g ⁻¹ Boden)	332 a	147 b	35 b	68 b

3.1.2 Ammonifikation und Nitrifikation

Bei der Ammonifikation und der aktuellen Nitrifikation zeichnete sich im Mittel von drei Untersuchungsjahren kein eindeutiger standort- bzw. nährstoff- oder schwermetallspezifischer Trend im Rahmen des Transektes ab (Tabelle 6). Die geringere potentielle Nitrifikation im Durchstich steht in Beziehung zu den geringeren mikrobiellen Aktivitäten (Tabelle 3). Im Gegensatz zu den mikrobiellen Akti-

vitäten sowie den Bakterien und Pilzpopulationen waren die Ammonifikation und Nitrifikation in den Flutmulden nicht erhöht (Tabelle 5).

3.1.3 Collembolen und Milben

Die Collembolen waren im Juni 1997 vor dem Sommerhochwasser in den höher gelegenen Wiesenfuchsschwanz-

Tabelle 6: Aktuelle und potentielle Nitrifikationsaktivität und Ammonifikation in Polderböden ($\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \text{TS} \cdot \text{d}^{-1}$, Mittelwerte von 1996, 1997 und 1998)

Table 6: Actual and potential nitrification and ammonification in polder soils ($\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \text{TS} \cdot \text{d}^{-1}$, mean values 1996, 1997 and 1998)

Standorte	aktuelle Nitrifikation	potentielle Nitrifikation	Ammonifikation
Gerichtswiesen	7,81 a	33,51 a	0,23 a
Sandseewiesen	5,37 a	27,30 a	0,34 a
Eichseewiesen	3,62 b	16,16 b	0,20 a
Sandrehne	5,09 a	21,86 a	0,33 a
Durchstich	3,97 b	9,91 c	0,07 a
Lange Rehne	3,22 b	23,16 a	0,15 a

standorten meist stärker angesiedelt als in den tieferen Rohrglanzgrasflächen (Gerichtswiesen, Lange Rehne) (Tabelle 7). Bei dem relativ geringen Milbenbesatz zeichneten sich ähnliche Trends ab.

3.1.4 Einfluß der Sommerüberflutung 1997 auf bodenbiologische Aktivitäten

Nach 1–2-monatiger Sommerüberflutung waren im Oktober 1997 die mikrobiellen Aktivitäten in den Böden, unabhängig von den chemischen und physikalischen Kennziffern, im Vergleich zu den Voruntersuchungen 1996/97 reduziert (Tabelle 3). Auch ein Jahr nach der Sommerüberflutung (Juni 1998) lagen die Werte noch unter denen der Vorjahre. Insbesondere gingen die Pilzzahlen zurück (Tabelle 4). Die Bakterienzahlen (Tabelle 4) und die Nitrifikationsaktivität waren dagegen nicht eindeutig gehemmt. Die Collembolen und Milben wurden durch das Hochwasser z. T. total vernichtet (Tabelle 7). Sie konnten sich bis zum Juni des Folgejahres nur teilweise regenerieren.

In der Langen Rehne korrelierten eine längere Überflutungsdauer (3 Monate) mit höheren Schwermetallgehalten (Cu, Cd, Cr, Pb, Zn) im Boden (Tabelle 2). Diese wirkten sich aber auch nach der Überflutung im Vergleich zu den übrigen Standorten nicht eindeutig negativ auf die gemessenen biologischen Aktivitäten im Boden aus (Tabellen 3 bzw. 4). Weitere Untersuchungen in den Folgejahren sind notwendig.

3.2 Pflanzen- bzw. Standortspezifik der Rhizosphärenmikroflora

3.2 Pflanzen- bzw. Standortspezifik der Rhizosphärenmikroflora

3.2.1 Mykorrhizabesiedlung

An den standortspezifischen Pflanzenarten (Rohrglanzgras bzw. Wiesenfuchsschwanz) wurde 1997 vor der Sommerüberflutung die höchste Mykorrhizierung der Wurzeln in den Eichseewiesen, der Langen Rehne, den Gerichtswiesen und der Sandrehne unabhängig von der Pflanzenart nachgewiesen (Tabelle 8). Die 1- bis 2-monatige Sommerüberflutung 1997 wirkte sich auf den Gerichtswiesen, Sandseewiesen, Eichseewiesen und der Sandrehne nicht negativ aus. Eine 3-monatige Überflutung auf der Langen Rehne dagegen hemmte die Mykorrhizierung. Im Folgejahr (1998) war die Mykorrhizabesiedlung auf allen Standorten niedriger als 1997. Auffallend war eine gehemmte Mykorrhizierung im sandreichen Durchstich zu allen Terminen.

3.2.2 Rhizosphärenbakterien und Pilze

In der Rhizosphäre von Rohrglanzgras und Wiesenfuchsschwanz zeichneten sich bei den Bakterien (*Pseudomonas* spp., *Agrobacterium* spp., *Bacillus* spp., *Streptomyces* spp.) und Pilzen (*Trichoderma* spp., *Fusarium* spp., *Hormodendron* spp., *Penicillium* spp.) keine standortspezifischen Differenzen ab (Versuchsunterlagen).

Tabelle 7: Anzahl der Collembolen und Milben in je 120 g Polderböden vor und nach der Sommerüberflutung 1997

Table 7: Number of collembola and mites in 120 g of polder soils (1997–1998) before and after the summer 1997 flood event

Böden	Collembolen			Milben		
	1997 Juni	1997 Oktober ¹⁾	1998 Juni	1997 Juni	1997 Oktober	1998 Juni
Gerichtswiesen	10 b	1 a	1 b	1 a	0	0 a
Sandseewiesen	30 a	0	2 b	4 a	0	3 a
Eichseewiesen	32 a	0	10 a	7 a	0	1 a
Sandrehne	45 a	5 a	10 a	5 a	0	2 a
Durchstich	4 b	1 a	1 b	0 a	0	0 a
Lange Rehne	1 b	1 a	0 b	0 a	0	0 a

¹⁾ nach Sommerüberflutung

Tabelle 8: Mykorrhizabesiedlung (%) an den standortspezifischen Pflanzenarten in Polderböden vor und nach der Sommerüberflutung 1997
 Table 8: Mycorrhizal colonization (%) of characteristic plant species in polder soils before and after the summer 1997 flood event

Standort	Pflanzen	1997		1998
		Juni	Oktober ¹⁾	Juni
Gerichtswiesen	Rohrglanzgras	20 a	20 a	14 a
Sandseewiesen	Wiesenfuchsschwanz	7 b	11 a	4 b
Eichseewiesen	Wiesenfuchsschwanz	28 a	22 a	4 b
Sandrehne	Wiesenfuchsschwanz	19 a	16 a	8 ab
Durchstich	Wiesenfuchsschwanz	0 b	0 b	1 b
Lange Rehne	Rohrglanzgras	21 a	0 b	5 b

¹⁾ nach Sommerüberflutung

3.3 Interaktionen zwischen Rhizosphärenmikroorganismen und der Schwermetallaufnahme durch Pflanzen

Sproß zeigten keine standort- bzw. pflanzenspezifischen Differenzen.

3.3.1 Schwermetallgehalte in standortspezifischen Pflanzen und Interaktionen zur Rhizosphärenmikroflora

Schwermetallanalysen im Sproß standortspezifischer Pflanzen zeigten, daß in den Gerichtswiesen bei Rohrglanzgras im Vergleich zu Fuchsschwanz und Binsen höhere Gehalte an Cr, Co, Cd, Ni und Zn mit höherer mikrobieller Aktivität im Rhizosphärenraum, höherer Mykorrhizabesiedlung sowie mit größerer *Pseudomonas*-, *Agrobacterium*-, *Streptomyces*- und Pilzpopulation korrelierten (Tabelle 9).

Bei Untersuchungen an Rohrglanzgras von unterschiedlichen Standorten zeichneten sich auf den Gerichtswiesen im Vergleich zur Langen Rehne ebenfalls positive Beziehungen zwischen höheren Cr-, Co-, Cd- und Zn-Gehalten im Sproß und höheren mikrobiellen Aktivitäten in der Rhizosphäre ab (Tabelle 9). Die Ergebnisse weisen auf eine Beteiligung von Rhizosphärenmikroorganismen bei der Schwermetallaufnahme der Pflanzen hin.

Die Gehalte an N, P, K, Ca, Mg, Pb, Cu, Fe und Al im

3.3.2 Einfluß leicht nachlieferbarer Schwermetallfraktionen auf mikrobielle Aktivitäten, das Wachstum und die Schwermetallgehalte von Testpflanzen

In Voruntersuchungen zeichneten sich keine Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten und den mikrobiellen Aktivitäten im Boden ab. Deshalb erfolgten zusätzliche Untersuchungen zum Einfluß leicht nachlieferbarer Schwermetallfraktionen in Gefäßversuchen mit Böden von ausgewählten Standorten. Mais wurde in diesen Versuchen als Testpflanze verwendet (ZEIEN und BRÜMMER, 1989).

Im Boden vom Durchstich mit einem geringen Tonanteil (21 %) zeichnete sich im Vergleich zum tonreichen Boden der Sandseewiese (86 %) eine positive Beziehung zwischen höheren leicht nachlieferbaren Zn-, Cd- und Mn-Gehalten und niedrigeren allgemeinen mikrobiellen Aktivitäten sowie reduzierter Nitrifikationsfähigkeit ab (Tabelle 10).

Tabelle 9: Schwermetallgehalte im Sproß standorttypischer Pflanzen und deren Rhizosphärenmikroflora (Juni 1997)
 Table 9: Heavy metal content in shoot and rhizosphere microflora of site specific plant species (June 1997)

Standort/Pflanzen	Schwermetalle ppm im Sproß					Rhizosphärenmikroorganismen					
						Aktivität (ng DMS · g ⁻¹ · h ⁻¹)	Mykorrhiza (%)	Bakterien (10 ⁶ cfu · g ⁻¹)			Pilze (10 ³ cfu · g ⁻¹) Gesamt
	<i>Pseudo-</i> <i>monas</i> spp.	<i>Agrobact.</i> spp.	<i>Strepto-</i> <i>myces</i> spp.								
Gerichtswiesen											
Fuchsschwanz	12 c	1,3 b	<100 b	7 b	45 b	2692 b	20 b	1,4 b	1,6 b	7,8 b	58 b
Binsen	10 c	0,9 b	<100 b	7 b	39 b	2537 b	10 c	0,8 b	0,6 b	1,0 c	48 b
Rohrglanzgras	40 a	6,6 a	259 a	25 a	82 a	3100 a	30 a	3,6 a	5,2 a	15,6 a	98 a
Lange Rehne											
Rohrglanzgras	29 b	2 b	<100 b	17 a	48 b	1460 c	14 bc	0,4 b	1,2 b	3,0 c	13 c

Tabelle 10: Beziehungen zwischen leicht nachlieferbaren Schwermetallen, mikrobiellen Aktivitäten im Boden und in der Rhizosphäre sowie dem Wachstum bzw. der Schwermetallaufnahme der Testpflanze Mais (Polderböden, Juni 1997)

Table 10: Relations between easy deliverable heavy metals, microbial activities in the soil and rhizosphere and the growth and heavy metal uptake in the test plant maize (polder soils, June 1997)

Boden/ Pflanze	Parameter	Sandseewiesen	Durchstich	
Boden	Ton und Schluff %	86 a	21 b	
	Schwermetalle (ppm)	Zn	4 a	139 b
		Cd	125 a	2297 b
		Mn	40 a	302 b
Mais ¹⁾	Mikrobielle Aktivität (ng DMS · g ⁻¹ · h ⁻¹)	2351 a	1197 b	
	Nitrifikation (ng N · g ⁻¹ TS · d ⁻¹)	4,5 a	2,6 b	
	Mykorrhizierung (%)	17 a	9 b	
	<i>Pseudomonas</i> spp. in Rhizosphäre (10 ⁶ cfu · g ⁻¹ Wurzeln)	30 a	3 b	
	<i>Agrobacterium</i> spp. in Rhizosphäre (10 ⁶ cfu · g ⁻¹ Wurzeln)	97 a	13 b	
	Sproßstrockenmasse (g je Pflanze)	1,11 a	0,81 b	
	Schwermetallgehalt	Zn (mg · kg ⁻¹)	95 a	136 b
		Cd (mg · kg ⁻¹)	677 a	904 b
		Mn (mg · kg ⁻¹)	40 a	60 a

¹⁾ Gefäßversuche

Im Rhizosphärenraum von Mais waren die Mykorrhizierung und die Besiedlung mit *Pseudomonas* spp. und *Agrobacterium* spp. in Böden aus dem Durchstich reduziert. Das Maiswachstum war vermindert und die Schwermetallgehalte in der Pflanze trotz reduzierter mikrobieller Aktivität erhöht.

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß in den tiefer gelegenen Flächen der Überflutungspolder sowohl C_t, N_t als auch Nährstoffe und Schwermetalle verstärkt angereichert wurden. Mikrobielle Aktivitäten im Boden korrelierten mit erhöhten C_t- und Nährstoffgehalten. Bei einem hohen Anteil umsetzbarer organischer Substanz und hohem Ton- und Schluffgehalt wirkten sich erhöhte Schwermetallgehalte, auch wenn die Grenzwerte im Boden (SCHACHTSCHABEL et al., 1992) zum Teil überschritten waren, nicht negativ auf die allgemeinen mikrobiellen Aktivitäten aus. Bei einheitlicher organischer Bodensubstanz können sich jedoch hohe Schwermetallgehalte auch hemmend auf mikrobielle Aktivitäten auswirken (Valsecchi et al., 1995).

Eine hohe mikrobielle Aktivität im Rhizosphärenraum kann die Aufnahme spezieller Schwermetalle durch Pflanzen fördern. Stimulierende Wirkungen von Rhizosphärenmikroorganismen (*Pseudomonas* spp., *Agrobacterium* spp., Mykorrhizapilze) auf die Schwermetallaufnahme unterschiedlicher Pflanzen wurden bereits von Guo et al. (1996) sowie Höflich und Metz (1997) auch in hoch belasteten

Böden nachgewiesen. Wenn, wie in den Polderböden Energiequellen vorhanden sind, erschließen Mikroorganismen die Schwermetalle durch Säuren, Chelatbildung und Siderophoren. Sie können Schwermetalle auch durch Zersetzung schwermetallhaltiger organischer Substanzen freisetzen (Berthelin et al., 1995; Carbral, 1992a-c; Bar-Ness et al., 1992). Bei geringen Schwermetallkonzentrationen können Mykorrhizapilze die Schwermetallaufnahme der Pflanzen reduzieren (Haselwandter et al., 1994; Heggo und Angle, 1990), aber nicht verhindern (Weissenhorn et al., 1995).

Ein hoher Anteil leichtlöslicher Schwermetalle kann auf sandigen Böden auch bei gehemmten mikrobiellen Aktivitäten im Boden bzw. im Rhizosphärenraum zu erhöhter Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen führen. Dabei ist die Schwermetallspezifität und die Anpassung der Pflanzen von Bedeutung (Chander et al., 1995; Maywald und Weigel, 1997). Eine Nutzung der Überflutungspolder als Grün- oder Weideland erfordert standortspezifische Schwermetalluntersuchungen des Erntegutes und Beachtung der Grenzwerte.

Die mikrobiellen Aktivitäten im Boden und die Rhizosphärenmikroflora (Mykorrhiza, Bakterien, Pilze) wurden sowohl von den spezifischen chemischen und physikalischen Standortfaktoren als auch von den standorttypischen Pflanzenarten (Rohrglanzgras, Fuchsschwanz) differenziert beeinflusst.

Collembolen und Milben sind im Vergleich zu Ackerböden reduziert (Heisler, 1994). Sie siedelten sich besonders in höher gelegenen Polderflächen an. In Böden mit hohem

Sandanteil können sich hohe Schwermetallgehalte hemmend auf die Besiedlung auswirken.

Die Ergebnisse zeigen, daß biologische Aktivitäten in Polderböden sowohl von den variierenden standortspezifischen physikalischen und chemischen Bodenfaktoren, als auch von den Pflanzenbeständen und von witterungsbedingten Überflutungszeiten jährlich differenziert beeinflusst werden können. Die Komplexität der Einflußfaktoren muß bei der Beurteilung von Teilflächen beachtet werden.

Literatur

- ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. ecomed, Landsberg/Lech.
- BAR-NESS, E., Y. HADAR, Y. CHEN, A. SHANZER and J. LIBMAN (1992): Iron uptake by plants from microbial siderophores. 1. *Plant Physiol.* 99, 1329–1335.
- BERTHELIN, J., C. MUNIER-LAMY and C. LEYVAL (1995): Effect of Microorganisms on Mobility of Heavy Metals in Soils. In HUANG, P. M. et al. (eds.): *Environmental impact of soil component interactions* 2, 3–17, CRC Press Inc., Boca Raton, USA.
- CABRAL, J. P. S. (1992a): Starved *Pseudomonas syringae* cells release strong Cu^{2+} -complexing compounds. *Chemical Speciation Biovariability* 4, 105–107.
- CABRAL, J. P. S. (1992b): Limitations of the use of an ion-selective electrode in the study of the uptake of Cu^{2+} by *Pseudomonas syringae* cells. *J. Microbiol. Methods* 16, 149–156.
- CABRAL, J. P. S. (1992c): Selective binding of the metal ions to *Pseudomonas syringae* cells. *Microbiol.* 71, 149–156.
- CHANDER, K., P. C. BROOKES and S. A. HARDING (1995): Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1409–1421.
- ELLERBROCK, R., A. HÖHN und G. SCHALITZ (1996): Schwermetallgehalte in den Überflutungspoldern des Nationalparks Untere Oder. GdCH-Tagung Umwelt und Chemie, 7.-10. 10. 1996 in Ulm.
- GUO, Y., E. GEORGE and H. MARSCHNER (1996): Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. *Plant and Soil* 84, 195–205.
- HASELWANDTER, K., C. LEYVAL and F. W. SANDERS (1994): Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on plant uptake of heavy metals and radionuclid from soil. In: GIANINAZZI, S. and H. SCHUEPP (eds.): *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. Birkhäuser Verlag, Basel, 179–189.
- HEGGO, A. and J. S. ANGLE (1990): Effects of vesicular-arbuscular Mycorrhizal fungi on heavy metal uptake by soybeans. *Soil Biol. Biochem.* 22 (6), 865–869.
- HEISLER, C. (1994): Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf die Bodenmesofauna: Collembola und Gamasina – ein dreijähriger Feldversuch. *Pedobiologia* 38, 566–576.
- HIRTE, W. F. (1969a): Die Anwendung der Verdünnungsplattenmethode zur Erfassung der Bodenmikroflora. 2. Mitt.: Der qualitative Nachweis der Bakterien und Actinomyzeten. *Zbl. Bakt. II*, 123, 167–178.
- HIRTE, W. F. (1969b): Die Anwendung der Verdünnungsplattenmethode zur Erfassung der Bodenmikroflora. 3. Mitt.: Die Hauptgruppen der heterotrophen Bodenbakterien und ihre systematische Einordnung. *Zbl. Bakt. II*, 123, 403–412.
- HÖFLICH, G. und R. METZ (1997): Interaktionen ausgewählter Pflanzen-Mikroorganismen-Gesellschaften in schwermetallbelasteten Rieselfeldböden. *Die Bodenkultur* 48 (4), 239–247.
- MAYWALD, F. und H. J. WEIGEL (1997): Zur Biochemie und Molekularbiologie der Schwermetallaufnahme und -speicherung bei höheren Pflanzen. *Landbauforschung Völkenrode* 3, 103–126.
- MILLER, L. T. (1982): Simple derivatization method for routine analysis of bacterial whole cell fatty acid methyl esters, including hydroxy acids. *J. Clin. Microbiol.* 16, 584–586.
- MÜLLER, D. und H. RAUER (1997): Anorganische Schadstoffbelastungen der Böden des Überflutungsgebietes Oberes Elbtal. *Wasser & Boden* 49 (2), 15–20.
- PHILLIPS, J. M. and D. S. HAYMAN (1970): Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and VAM fungi for rapid assessment of infection. *Trans. Brit. Mycol. Soc. Cambridge* 55, 158–160.
- SASSER, M. and L. T. MILLER (1984): Identification of *Pseudomonas* by fatty acid profiling. In: PSALLIDAS, P. G. and A. S. ALIVAZATOS (eds.): *Proceedings of the Second Working Group on Pseudomonas syringae Pathovars*. Hellenic Phytopathological Society Publishers, Athens, 45–46.
- SCHACHTSCHABEL, P., H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE und U. SCHWERTMANN (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHALITZ, G., H. KÄDING und W. LEIPNITZ (1995): Auswirkungen langzeitiger Überstauungen auf die Grünlandvegetation in Flußauen. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 8, 101–104.

- SCHALITZ, G. (1970): Einige spezielle Probleme des Standortes und der Vegetation der Oderpolder bei Schwedt. Zeitschrift für Landeskultur Bd. 11 (5), 375–386.
- VALSECCHI, G., C. GIGLIOTTI and A. FARINI (1995): Microbial biomass, activity, and organic matter accumulation in soils contaminated with heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 20, 253–259.
- WEISSENHORN, I., C. LEYVAL and J. BERTHELIN (1995): 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.
- ZEIEN, H. und G. W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesell.* 59 (1), 505–510.

Anschrift der Verfasser

- Prof. Dr. Gisela Höflich, Dr. Marion Tauschke, Dr. Monika Joschko**, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenbiologie, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg, Germany. e-Mail: mtauschke@zalf.de
- Dr. Gisbert Schalitz**, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Forschungsstation Paulinenaue, Gutshof 7, D-14641 Paulinenaue, Germany.
- Dr. Axel Höhn**, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Forschungsstation Müncheberg, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg, Germany.

Eingelangt am 27. Oktober 1998

Angenommen am 15. März 1999