

Sporenanalytische Beurteilung von arbuskulären Mykorrhizapopulationen natürlicher Standorte in Abhängigkeit von Klärschlammapplikationen

F.-G. Loth

Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores at different native sites in dependence on sewage sludge applications

1. Einleitung

Symbiosen zwischen höheren Pflanzen und bodenbürtigen Pilzen sind in der Natur weit verbreitet. Bei der phytologisch und geographisch ubiquitären Mykorrhiza wird die Wurzel der Wirtspflanze über die Keimschläuche der Pilzsporen infiziert, sodaß eine Vergesellschaftung zwischen beiden Symbiosepartnern entsteht. Um den Pilzpartner eindeutig bestimmen zu können, ist ein Erkennen der sexuell gebildeten Sporen wichtig. Der Nachweis dieser Propagulen in Böden natürlicher Standorte ist indes außerordentlich schwierig, so daß letztlich zur Bestimmung der Pilze nur die asexuellen und zugleich dickwandigen Sporen übrig bleiben (KÜHN, 1992). Da Sporenbildungen unter natürlichen Bedingungen eines landwirtschaftlich genutzten Bodens andere Merkmale als die unter Laborbedingungen gezüchteten Arten aufweisen können, erweist sich die taxonomische Zuordnung als schwieriges Vorhaben. Bestimmungsschlüssel, wie die von SCHENCK und PEREZ (1990), wurden für Sporen, die unter konstanten Bedingungen heranreifen

konnten, angefertigt. Diese sind in Böden natürlicher Standorte, die schwankenden biotischen und abiotischen Einflüssen ausgesetzt sind, wenig hilfreich. Daher wurde in den vorliegenden Untersuchungen lediglich die Gesamtzahl der Sporen, differenziert nach einer offenkundigen phänotypischen Rasterung, erfaßt.

Die in verschiedenen evolutionären Szenarien gewonnene Fähigkeit der Mykorrhizen zur Anpassung an die verschiedensten ökologischen Bedingungen wurde bereits intensiv untersucht. Abhängigkeiten von der Lichtintensität und Tageslänge (FURLAN und FORTIN, 1977), aber auch von Temperatur und Bodenfeuchte (REID und BOWEN, 1979; MÜLLER und HÖFNER, 1991) wurden mehrfach beobachtet. Die Bedeutung der Nährstoffgehalte der Böden für die Ausbreitung und Effizienz der Mykorrhizen konnte bei verschiedenen Elementen nachgewiesen werden (LU und MILLER, 1989; GNEKOW und MARSCHNER, 1989; KOTHARI et al., 1990; LOTH und HÖFNER, 1995). In Böden mit hohen Nährstoffkonzentrationen findet sich in der Regel eine eher geringe Populationsdichte der Mykorrhiza-

Summary

Soil samples of different soils from eleven native sites in Hesse (Germany) with and without sewage sludge treatments were collected. The soils were examined for heavy metal contents and additionally for spore density of arbuscular mycorrhizal fungi.

The sludge applications increased the EDTA-soluble heavy metal contents in most soils and predominantly in the case of Zn. The differences of metal concentrations between the sites were greater than the variations found from sludge application.

Populations of the endophytes in the soils were rather high with spore densities of 31 to 97 per gram of dry soil. The effect of sludge on the population of spores differed between the habitats. The significant correlations between the density of spores and the organic matter ($r=0,72$) partly explained the higher degree of soilborne endophytes in some sludge treated soils. At some locations, decreasing mycorrhiza populations occurred with sludge fertilisation. A possible explanation could be the higher sensitivity of mycorrhiza fungi to heavy metal contents and especially to Zn. The differential results shows specific ecological adaptation of mycorrhizal populations.

Key-words: arbuscular mycorrhiza, populations of spores, sewage sludge applications, heavy metals.

Zusammenfassung

In Erhebungsuntersuchungen wurden von 11 verschiedenen Standorten in Nordhessen (Bundesrepublik Deutschland), die mit bzw. ohne langjähriger Klärschlamm (KS-) düngung in Bewirtschaftung standen, Bodenproben gesammelt und untersucht. Neben der Untersuchung der Böden auf Gehalte an löslichen Schwermetallen erfolgte die Bestimmung der Sporendichte von arbuskulären Mykorrhiza- (AM-) Pilzen.

Die über zehnjährige Applikation von Klärschlamm erhöhte die EDTA-löslichen Schwermetallgehalte der Böden. Dieser Effekt war bei Zink in allen Fällen und oftmals mit signifikanter Absicherung erkennbar. Die gehaltserhöhende Wirkung der KS-Anwendung war insbesondere bei Fe, Mn und Cr nur auf einigen Standorten nachweisbar, was die Wirkungen der unterschiedlichen Bodengeneese und Bewirtschaftungsweise als größeren Einflußfaktor als die KS-Applikation vermuten läßt.

Die Verbreitung der AM-Sporen war mit 31–97 Sporen pro g lufttrockener Boden relativ hoch. In den KS-Varianten wurden in den meisten Fällen höhere Sporendichten beobachtet, die auf die C-Anreicherung durch den KS zurückgeführt werden können. Eine signifikante positive Korrelation bestand zwischen der Gesamtzahl der Sporen und der organischen Substanz im Boden ($r = 0,72$).

Gegenüber Standorte mit einem Rückgang der Sporendichte auf Mykorrhizapopulationen hin, die eine hohe Sensibilität gegenüber Schwermetallen, insbesondere gegenüber Zn, vermuten lassen. Die unterschiedlichen Ergebnisse zeigen eine spezielle Adaption der Mykorrhizapopulationen an die ökologischen Bedingungen.

Schlagerworte: Arbuskuläre Mykorrhiza, Sporenpopulation, Klärschlammapplikationen, Schwermetalle.

Pilzsporen, da die Pflanzen bereits mit relativ kleinen Wurzelsystemen optimale Wachstumsmöglichkeiten vorfinden und somit wenig 'Bedarf' für einen Symbiosepartner entsteht. Mit der Symbiose wird nämlich ein intensives Hyphengeflecht gebildet, das das Wurzelsystem des Wirtes unterstützt und damit zur Erhöhung der Absorptionsoberfläche für Nährelemente im Boden führt.

Klärschlamm (KS) ist aufgrund des hohen Bindungsvermögens der organischen Substanz als Akkumulator für Nährionen und Schwermetalle (SM) bekannt und bewirkt somit eine Veränderung der Elementverfügbarkeit im Boden. Da bereits ein Einfluß auf das Bodenleben nachgewiesen wurde (FLIESSBACH und REBER, 1991), ist auch eine Wirkung auf die Mykorrhizapopulation wahrscheinlich. Folgerichtig wurden die Erhebungsuntersuchungen über die Sporenverbreitung von arbuskulären Mykorrhiza- (AM-) Populationen um die Abhängigkeit von langjähriger Klärschlammapplikation erweitert.

2. Material und Methoden

2.1 Lage des Untersuchungsgebietes

In 1991 wurden an 11 verschiedenen Standorten im Landkreis Waldeck-Frankenberg (Nordhessen) Erhebungsuntersuchungen durchgeführt. Die vorwiegend sandigen Lehme haben im welligen Relief eine Exposition von 300–400 m N.N. Die Region zeigt als Ausläufer des

Rothaargebirges typische Merkmale einer Mittelgebirgslandschaft.

Tabelle 1 zeigt die physikochemischen Bodenparameter der ausgewählten Standorte im Überblick. Bei der Auswahl der Testflächen wurde auf eine mindestens zehnjährige Beschlämmung (maximal 5 t Klärschlamm-TM in 3 Jahren) geachtet und Parallelfelder ausgesucht, die als Kontrolle in unmittelbarer Nähe ohne Klärschlamm Düngung bewirtschaftet wurden. Alle selektierten Standorte waren ausschließlich mit Wintergerste und Winterweizen kultiviert und standen innerhalb einer praxisüblichen Getreideraps Fruchtfolge. Um die Wirkungen einer langjährigen Klärschlammapplikation beurteilen zu können, wurden nur solche Standorte ausgewählt, die mehrjährig mit nach der Klärschlammverordnung zulässigen Klärschlamm-Mengen beschlämmt und als Kontrolle in unmittelbarer Nähe ohne Klärschlamm Düngung bewirtschaftet wurden. Die Provenienz der Klärschlämme war in den meisten Fällen die Kläranlage in Korbach (Nordhessen). Die KS stammen somit aus einem ruralen Einzugsgebiet.

Um die variierenden Umwelteinflüsse auf die Pflanzen und Böden zu begrenzen, aber gleichzeitig praxisnahe Bedingungen zu erreichen, sollte die Beprobungsfläche ca. 100 m² aufweisen und etwa 5 m vom Feldrand entfernt liegen. Somit besteht ein Standort aus zwei in direkter Nähe befindlichen Beprobungsflächen mit und ohne KS-Düngung.

Die Bodenproben wurden mit Hilfe eines N_{min}-Bohrstockes aus der Krume des Bodens (0–30 cm) entnommen.

Abbildung 1: Bodenkennwerte in den Erhebungsuntersuchungen 1991
 Table 1: Soil characteristics on native habitats in the vegetation period 1991

Standort	Bezeichnung	KS	pH	P ₂ O ₅		K ₂ O	Mg	C %	S %	Textur		Bodenart
				mg/100g Boden						U %	T %	
Rhadern	mit		7,0	69	34	9	2,9	35,6	43,6	20,8	s'L	
	ohne		6,9	38	36	7	1,9	38,0	42,3	19,7	s'L	
KB-Süd	mit		6,6	34	22	12	1,2	43,6	41,6	14,8	uS	
	ohne		6,7	32	22	8	1,0	38,3	45,3	16,4	uS	
KB-Südwest	mit		6,6	20	14	20	1,0	36,6	44,9	18,5	s'L	
	ohne		7,1	9	12	20	0,9	37,3	46,1	16,6	s'L	
Nordenbeck	mit		5,8	11	14	9	1,1	35,0	50,5	14,5	slU	
	ohne		6,7	18	9	8	1,8	34,8	51,7	13,5	slU	
KB-Nord	mit		6,5	13	5	32	2,0	36,5	49,1	14,4	s'L	
	ohne		5,2	5	3	17	2,2	34,5	48,9	16,6	s'L	
Lengefeld	mit		6,6	19	10	18	1,5	48,6	44,7	6,7	uS	
	ohne		6,8	14	10	18	1,0	46,6	45,8	8,0	uS	
Lelbach	mit		6,4	18	20	8	1,1	46,8	44,8	8,4	uS	
	ohne		5,8	15	19	13	1,1	46,0	45,2	8,8	uS	
KB-West	mit		6,8	34	24	15	1,2	37,0	49,8	13,2	uS	
	ohne		6,8	31	21	7	1,2	36,6	49,3	14,1	uS	
Höhnscheid	mit		6,9	11	15	28	1,3	28,9	53,1	18,0	uL	
	ohne		6,5	9	18	16	1,2	26,2	50,5	23,3	uL	
Waldecker-Berg	mit		7,3	20	22	24	1,3	28,9	53,1	18,0	uL	
	ohne		7,3	7	7	31	1,5	16,8	55,4	27,8	uL	
Meineringhausen	mit		7,2	62	28	11	1,3	31,3	50,1	18,6	slU	
	ohne		7,3	33	31	26	2,0	25,8	59,3	14,9	slU	

Die Erzielung einer repräsentativen Mischprobe bestand in der Vorgabe von 20 Einstichen pro Parzelle.

Sporennuntersuchung

Zur Sporennextraktion wurde ein Teil der Bodenproben abgetrennt, in PE-Schalen gefüllt und in diesen luftgetrocknet. Im Siebturm erfolgte die Wasserextraktion (wet-sieve-Verfahren) der Propagulen, detailliert beschrieben bei NIELS und SKIPPER (1982). Anschließend erfolgte nach Entfernung der 0,045 mm Fraktion die Zentrifugation mit einem Zuckergradienten (60 %ige Zuckerlösung), um Sporen vom Debris zu trennen. Die extrahierten Sporen wurden mit einem Binokular mit Auflicht untersucht.

Physikochemische Analyse der Böden

Mittels pH-Meter erfolgte die Messung des pH-Wertes einer 0,01 M CaCl₂-Lösung. Kalium wurde am Flammphotometer spektralphotometrisch (Eppendorf ELEX 51), Phosphor nach Mischreagenzzugabe von Ammoniummolybdat-Vanadat am Photometer (Unicam Pu 8600) gemessen. Organischer Kohlenstoff (C %) wurde nach Verbrennung bei 550°C (Leco RC-412) bestimmt.

Die Extraktion der löslichen Schwermetalle erfolgte mit 25 M Na₂-EDTA als organischem Komplexbildner. Anschließend wurden die Schwermetalle mit Ausnahme

von Cd am ICP-AES (Jobin Yvon 70 Plus) gemessen. Aufgrund der niedrigeren Nachweisgrenze sollte Cd mit Graphitrohr-AAS (Perkin-Elmer 5100) mit Untergrundkompensation nachgewiesen werden.

Die Schlämmanalyse ermöglichte die Korngrößenfraktionierung nach Sand, Schluff und Ton nach Dispergierung in 0,4 N Natriumpyrophosphatlösung.

Die statistische Auswertung der Versuchsdaten erfolgte über den Tukey-Range-Test mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %.

3. Ergebnisse

3.1 Lösliche Schwermetallgehalte in Böden

Tabelle 2 zeigt die EDTA-löslichen SM-Gehalte in den Böden. Ausschließlich bei Zn waren an allen Standorten klärschlammbedingte höhere Gehalte sichtbar. Der Anstieg der Zn-Gehalte war in der Mehrheit der Standorte statistisch abgesichert. Die relativ großen Schwankungen der Einzelwerte führten bei Cd zu ungesicherten Ergebnissen, obwohl in fast allen Fällen erhöhte Löslichkeit in den Klärschlamm-Varianten vorlag. Besonders auffällig war dies bei Standort 4, der den höchsten Cd-Gehalt aufwies. Die hohe Varianz der Fe- und Mn-Gehalte verhinderte ebenfalls an den meisten Standorten eine statistische Absicherung des Effekts der KS-Anwendung.

Tabelle 2: Lösliche Gehalte an Schwermetallen (EDTA-Extrakte) in den Böden

Table 2: EDTA-soluble contents of heavy metals in the soils

Standort KS		Mn	Zn	Fe	Cu	Ni	Cr	Cd	Pb
		mg/kg TM							
1	mit	224,2	21,2	1120,5	25,1	2,4	1,21	0,11	4,1
	ohne	159,1	12,2*	423,1*	19,4	1,8*	1,09*	0,09*	2,2*
2	mit	766,5	18,6	824,1	11,4	2,8	0,32	0,12	3,3
	ohne	617,0	13,1*	588,2	8,2*	2,0	0,31	0,10	3,7
3	mit	1146,0	22,6	655,0	12,5	3,2	0,63	0,15	4,2
	ohne	737,5*	8,6*	359,0	6,5*	1,9*	0,42*	0,13	3,3
4	mit	488,0	19,5	352,1	13,0	2,4	1,00	0,21	2,5
	ohne	830,0	17,1	424,1	12,0	2,1	1,12	0,13	3,0
5	mit	866,5	11,3	405,0	13,3	1,8	0,90	0,08	2,5
	ohne	518,1	5,4*	386,1	10,7	2,2	0,80	0,11	2,7
6	mit	590,5	10,8	599,5	7,4	2,0	1,25	0,10	2,1
	ohne	687,1	10,4	423,0	8,4	2,3	1,05	0,08	2,5
7	mit	424,1	11,1	489,5	7,1	2,6	1,05	0,12	3,3
	ohne	498,0	11,0	409,7	7,4	2,2	1,25	0,13	3,0
8	mit	918,5	21,8	601,5	9,7	2,4	0,76	0,12	4,0
	ohne	618,0	13,1*	590,0	8,3	2,2	1,06	0,09*	2,9
9	mit	1340,0	12,8	469,2	10,8	2,4	1,06	0,12	3,0
	ohne	816,1*	10,9	318,6	6,9	1,8	0,79	0,10	2,9
10	mit	1360,5	39,7	250,1	23,9	2,2	0,92	0,09	3,0
	ohne	1274,2	21,1*	226,3	13,8*	2,8	0,91	0,08	3,0
11	mit	707,9	31,1	520,5	12,2	1,8	1,20	0,13	1,5
	ohne	1293,1	30,3	236,3	17,4	1,5	1,31	0,10	2,0

Insbesondere die Standorte 1, 2 und 3 zeigten in den KS-Varianten bei allen Elementen bis auf Pb erhöhte SM-Konzentrationen gegenüber den Kontrollen. Bei den Standorten 1 und 3 war dieser Effekt oftmals signifikant. Die leichteren Böden wiesen unabhängig von der Klärschlamm Düngung tendenziell keine niedrigeren Gehalte als die tonhaltigeren Standorte auf. Wie bei den Gesamtgehalten (nicht dargestellt), so waren auch die Schwankungen der löslichen SM-Anteile im Boden zwischen den Standorten größer als infolge Klärschlamm Düngung. Letztlich überdeckten die unterschiedlichen Ausgangsgehalte über alle Standorte vollständig die veränderte Löslichkeit innerhalb eines Standortes.

3.2 Verbreitung von Mykorrhiza-Pilzsporen

Der Nachweis von Sporen, die mit der AM-Symbiose assoziieren können, sollte nach SIEVERDING (1991) erfolgen, sobald der Pilz sporuliert und bevor die reproduktive Phase in der Wirtspflanze begonnen hat. KÜHN (1988) stellt die höchste Sporendichte in ehemals landwirtschaftlich genutzten Böden von Mai bis Juni fest. Daher basieren die im folgenden dargestellten Sporenzahlen auf Bodenproben, die im Mai unter der Prämisse maximaler Populationsdichte gezogen wurden.

In Tabelle 3 ist die Anzahl der Sporen, die mit Hilfe der Dichtegradientenzentrifugation gefunden wurden, dargestellt. Die Sporendichte war mit 31–97 Sporen pro g

Tabelle 3: Sporendichte der arbuskulären Mykorrhizapilze in den Böden
Table 3: Spore density of arbuscular mycorrhizal fungi in the soils

Standort	KS	Sporen/g Boden (lufttrocken)			Gesamt
		Bernstein dunkel	Bernstein hell	Hyalin	
1	mit	29	29	39	97
	ohne	30	32	31	93
2	mit	21	15	14	50
	ohne	10	21	8	39
3	mit	25	15	9	49
	ohne	13	22	10	45
4	mit	16	16	23	55
	ohne	25	4	12	41
5	mit	16	28	10	54
	ohne	18	18	25	61
6	mit	8	20	15	43
	ohne	6	14	12	32
7	mit	5	10	15	30
	ohne	10	6	16	32
8	mit	12	12	12	36
	ohne	15	11	13	39
9	mit	13	15	23	51
	ohne	12	10	9	31
10	mit	15	13	31	59
	ohne	8	8	41	57
11	mit	15	16	11	42
	ohne	37	14	12	63

lufttrockener Boden relativ hoch. Die KS-Düngung stand in keinem statistisch gesicherten Zusammenhang zur Gesamtzahl der Sporen, obwohl in den gedüngten Varianten oftmals höhere Werte erzielt wurden. Standort 1 hatte auffällig hohe Sporenzahlen, die deutlich über der Populationsdichte der anderen Standorte lagen. Die phänotypische Kategorisierung nach „Bernstein dunkel“, „Bernstein hell“ und „Hyalin“ erbrachte ebenfalls keine gesicherten Erkenntnisse über klärschlammbedingte Effekte. Inwieweit diese Klassifizierung tatsächlich Aussagen über Auswirkungen auf das pflanzliche Wachstum zulässt, bleibt offen.

3.3 Einfluß von Bodenparametern

Die Gesamtzahl der Sporen wurde mit Hilfe der Regressionsrechnung auf einen Zusammenhang mit den charakteristischen Bodenparametern organische Substanz, Tongehalt und pH-Wert geprüft.

Die Sporenzahl stieg in einer signifikanten Beziehung mit höheren C-Gehalten an, wie es der positive Korrelationskoeffizient von $r = 0,72$ angab (Abb. 1). Deutlich schwächer ausgeprägt war der Zusammenhang mit dem Tongehalt des Bodens, der jedoch auch in positiver Korrelation mit der Sporenzahl stand (Abb. 2). Demgegenüber stand die Anzahl der Sporen in keinem relevanten Verhältnis zum pH-Wert des Bodens (Abb. 3).

Eine straffe Abhängigkeit der Sporenpopulation von

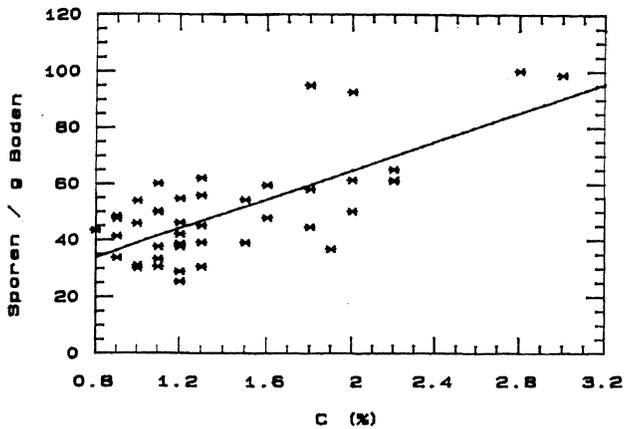


Abbildung 1: Beziehungen zwischen der Sporenzahl und der organischen Substanz der Böden ($r = 0,72\pm$, $y = 116,34 - 12,18x$)
 Figure 1: Interactions between the number of spores and the organic matter in the soils ($r = 0,72^*$, $y = 116,34 - 12,18x$)

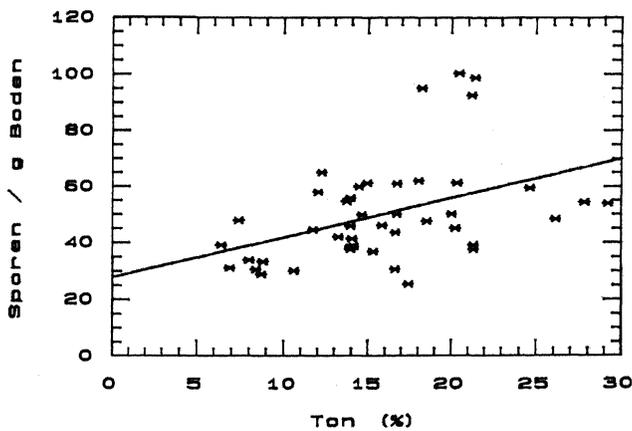


Abbildung 2: Beziehungen zwischen der Sporenzahl und dem Tongehalt der Böden ($r = 0,43^*$, $y = 27,64 + 1,41x$)
 Figure 2: Interactions between the number of spores and the clay contents in the soils ($r = 0,43^*$, $y = 27,64 + 1,41x$)

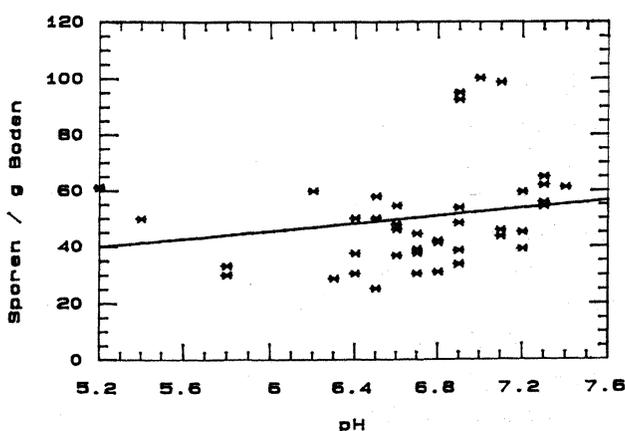


Abbildung 3: Beziehungen zwischen der Sporenzahl und dem pH-Wert der Böden ($r = 0,20$, $y = 3,81 + 6,94x$)
 Figure 3: Interactions between the number of spores and the pH-value in the soils ($r = 0,20$, $y = 3,81 + 6,94x$)

den Makronährstoffgehalten des Bodens konnte nicht nachgewiesen werden (Daten nicht dargestellt). Die r -Werte für die Beziehung mit P_2O_5 - (-0,18), K_2O - (-0,22) und Mg-Gehalten (-0,20) waren sehr niedrig, verdeutlichten aber die reziproke Tendenz zwischen steigenden Nährstoffgehalten und sinkender Sporendichte.

4. Diskussion

Die über zehnjährige Anwendung von KS hatte unter Feldbedingungen auf die SM-Gehalte der Pflanzen nur geringfügige Effekte (Daten nicht dargestellt). Alle gemessenen Schwermetallkonzentrationen in der Pflanze lagen unterhalb der Toxizitätsgrenzen nach SAUERBECK (1983).

Die Böden unterlagen tendenziell einer Anreicherung mit Schwermetallen infolge Klärschlammdüngung, wobei ein Anstieg der Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit aufgrund des Einflusses verschiedener Bodenfaktoren nicht generell erkennbar war.

Es ist bekannt, daß mit der KS-Düngung wesentliche physikochemische Bodenparameter verändert werden. Neben der Erhöhung der SM-Gesamtgehalte im Boden werden auch die Gehalte an organischer Substanz und Makronährstoffen (SCHAAF und BOGUSLAWSKY, 1986; WERNER et al., 1987), sowie der pH-Wert des Bodens (GEBHARDT et al., 1988) erhöht. Als Folge wurde eine Steigerung der Sorptionskapazität und verstärkte Ionenantagonismen mit Nährstoffen (K^+ , NH_4^+ , Ca^{2+}) beobachtet, die die Schwermetallaufnahme reduzieren können (KOWALEWSKY und VETTER, 1983). Die hohe Affinität der klärschlamm-bürtigen SM zur organischen Substanz bewirkt oftmals eine Immobilisierung der Elemente. Besonders Komplexverbindungen mit Huminsäuren mit hohem Molekulargewicht führen zu unlöslichen Fraktionen. Dagegen wirken Fulvosäuren als Komplexbildner mit einem niedrigen Molekulargewicht oftmals verfügbarkeitserhöhend (VERLOO, 1983). In den vorliegenden Erhebungsuntersuchungen mit eher leichteren Böden war demnach die Verfügbarkeit der SM in geringerem Maße erhöht worden als die Gesamtgehalte. Aber gerade Zn wies in den KS-Varianten eine deutlich erhöhte Löslichkeit im Vergleich zu KS-freien Parzellen auf. Diese Beobachtung steht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von BIRKE (1991). Untersuchungen von DEVILLARROEL et al. (1993) zeigten, daß die Verfügbarkeit von Zn, aber auch von Cd, einer Begrenzung durch die Desorptionskinetik von der löslichen Phase in klärschlamm-behandelten Böden unterlag.

Die in den Untersuchungen gefundenen Sporen repräsentieren eine relativ hohe Populationsdichte. KÜHN (1988) stellte in ehemals landwirtschaftlich genutzten Böden, die in geographischer Nähe der vorliegenden Untersuchung liegen, ebenfalls hohe Sporendichten von 1100–2500 Sporen pro 100 g Boden fest. Ein wesentlicher Grund für die starke Verbreitung der Mykorrhiza-Pilzsporen dürfte die im Sommer oftmals vorherrschende Trockenheit dieser vorwiegend leichten, sandigen Böden darstellen. Die für die Standorte definierten Bodenarten zeichnen sich durch relativ geringe Wasserspeicherkapazitäten, die auch aufgrund des oftmals fehlenden B-Horizontes der Böden entstehen, aus. SCHENCK und SCHRODER (1974) fanden gut verpilzte Pflanzen in Sommermonaten unter trockenen und warmen Bedingungen.

SUTTON und BARRON (1972) berichteten von nativen AM-Sporenpopulationen, die in landwirtschaftlich genutzten Böden in einer großen Variabilität von 0,05 bis 100 Sporen/g Boden auftraten. Als wesentliche Ursache für die großen Schwankungen der Werte vermuten IANSEN und ALLEN (1986) Variationen in der Extraktionsmethode. Die Kombination von Naßsiebung und Dichtegradientenzentrifugation mit einer 60%igen Zuckerlösung ermöglichte eine weitgehende Erfassung der Sporenpopulation im Boden. Verschiedene Autoren, die geringere Sporendichten in Böden fanden (AVIO, 1990; TIMMER und LEYDEN, 1980), analysierten mit nur einem der beiden Teilverfahren.

LAND (1990) beobachtete in Niedersachsen und im nördlichen Teil Nordrhein-Westfalens, daß die Böden zum Ende der Vegetation gleich hohe Sporendichten aufwiesen. Erste Untersuchungen geben jedoch Grund zu der Annahme, daß die Populationszusammensetzung eines jeden Standortes charakteristisch ist (LAND, 1990; KÜHN, 1988).

Der Einfluß von Bodenfaktoren auf die Frequenz der VAM-Pilze konnte anhand des Parameters organische Substanz in den Erhebungsuntersuchungen mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,72$ nachgewiesen werden. Ähnliche Ergebnisse erzielten HARINIKUMAR und BAGYARAJ (1989). Demgegenüber konnten GEMMA et al. (1989) keine signifikante Wirkung der organischen Substanz im Bereich von 2,1 bis 5,7 % auf das Vorkommen von AM-Sporen erkennen. Einen indirekten Hinweis für eine verstärkte Populationsdichte im Boden geben JONER und JAKOBSEN (1991). Die Autoren erhöhten den C_{org} -Anteil im Boden durch Stroheinarbeitung und erzielten dadurch ein verstärktes Wachstum der externen Hyphen von *G. caledonicum*, welches die Verbreitung der AM im Substrat vermutlich verbessern konnte. Das externe Myzel bildet die

Grundlage für Sekundärinfektionen, die insbesondere zum Ende der vegetativen Wachstumsperiode als Sporulation aus den Hyphen der Rhizosphäre stattfindet (HAYMAN, 1978). Zudem ernähren sich die arbuskulären Mykorrhizapilze saprophytisch von organischem Bodenmaterial (WARNER, 1984), und insbesondere Hyphen können ohne Kontakt zu Wirtspflanzen oder nährstoffhaltigen Vesikeln oder Sporen an Humuspartikeln über sechs Monate vital bleiben (WARNER und MOSSE, 1980). Da Klärschlamm aufgrund seiner hohen Gehalte an organischer Substanz an einigen Standorten der Erhebungsuntersuchungen ebenfalls zur Erhöhung der C-Gehalte im Boden führte, kann unter den spezifischen Bedingungen dieser Böden eine partielle Förderung der AM-Pilzpopulationen vermutet werden. Dagegen sind geringere Sporenzahlen infolge KS-Düngung möglicherweise auf die repressive Wirkung der Schwermetalle auf Mikroorganismen, die im wesentlichen auf einer Deaktivierung der Metalloenzyme beruht, zurückzuführen. Es können zum einen essentielle Metallionen durch toxische Schwermetallionen substituiert werden; zum anderen sind Bindungen mit katalytischen SH-Gruppen möglich (TYLER et al., 1989; DOMSCH, 1985). Ein signifikanter Nachweis für die divergierenden Ergebnisse war unter den Feldbedingungen nicht möglich.

Neben dem Humusgehalt wurde in der Literatur häufig auch die Bodenart als Einflußfaktor für die Populationsdichte der AM-Sporen dargestellt. KRUCKELMANN (1975) und SAIF et al. (1975) fanden die höchsten Sporenpopulationen in Lehm Böden. Die eigenen Ergebnisse zeigten zwar eine mäßige positive Korrelation zwischen der Sporenzahl und dem Tongehalt ($r = 0,43$), sollten jedoch unter der Prämisse gesehen werden, daß die Bodenart mit Schwankungen im Tongehalt von 6,7 bis 27,8 % innerhalb beschränkter Grenzen differierte. LAND (1990) konnte keinen Einfluß der Bodenart erkennen.

Der pH-Wert der Böden hatte nur einen geringen Einfluß auf die Sporendichte. Dagegen berichtet HEPPER (1984) von einer starken Wirkung der Wasserstoffionenkonzentration auf die Sporenkeimung und das Keimschlauchwachstum. Besonders empfindlich reagieren Mykorrhizapilze auf niedrige pH-Werte, die hingegen in den Erhebungsböden nicht erkennbar waren.

Eine fungitoxische Wirkung der Klärschlammapplikationen kann auf Standorten mit einer Reduzierung der Pilzpopulation nicht ausgeschlossen werden. Besonders deutlich war der Anstieg der Zn-Gehalte in den Böden. GILDON und TINKER (1981) berichteten von einem Zn-sensitiven Stamm von *Glomus mosseae* in England, der bereits bei

Metallkonzentrationen, die bei der Wirtspflanze noch zu keinen sichtbaren toxischen Reaktionen führte, gehemmt wurde. Allerdings sind auch bestimmte *Glomus*-Arten bekannt, die an hohe Zn-Gehalte gut angepaßt sind und sich demnach unter solchen Bedingungen verstärkt ausbreiten können (IETSWAART et al., 1992). Es könnten auch unterschiedliche Belastungsgrade weiterer Inhaltsstoffe, wie organische Schadstoffe, für die Reduktionen des Infektionsgrades verantwortlich gewesen sein. Deutlichere Zusammenhänge ermöglicht oftmals die in Labor- und Gefäßversuchen übliche Bonitur der Wurzelinfektionen beim Wirt. Die unzureichenden Wurzelmassen der Bodenproben verhindern hingegen eine Bonitur.

Eindeutige Kausalketten sind unter den wechselnden Bedingungen einer Untersuchung im Freiland nicht belegbar, sondern sollten unter ceteris paribus-Bedingungen im Labor überprüft werden

Danksagung

Der Autor dankt Herrn Dr. H. Schaaf für die Unterstützung bei der laboranalytischen Untersuchung der Böden auf physikochemische Parameter.

Literatur

- AVIO, L. (1990): The occurrence of VA-mycorrhizae in *Actinidia deliciosa*. Acta. Hort. 282, 169–171.
- BIRKE, C. (1991): Der Schwermetalltransfer aus langjährig mit Siedlungsabfällen gedüngten Böden in Kulturpflanzen und dessen Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. Dissertation, Universität Bonn.
- DANIELS, B. A. and H. D. SKIPPER (1982): Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soils. In: SCHENCK, N. C. (Ed.): Methods and Principles of Mycorrhizal Research. The American Society of Agronomy, Madison, 29–35.
- DEVILLARROEL, J. R., A. C. CHANG and C. AMRHEIN (1993): Cd and Zn phytoavailability of a field-stabilized sludge-treated soil. Soil Sci. 155 (3), 197–205.
- DOMSCH, K. H. (1985): Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. In: Rat von Sachverständigen für Umweltforschung der BRD (Ed.): Materialien zur Umweltforschung 13, W. Kohlhammer, Stuttgart, 65.
- FLIEßBACH, A. und H. REBER (1991): Auswirkungen einer langjährigen Zufuhr von Klärschlamm auf Bodenmikroorganismen und ihre Leistungen. In: SAUERBECK, D. und S. Lübben (Hrsg.): Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich, Berichte aus der Ökologischen Forschung Band 6, 327–358.
- FURLAN, V. and J.-A. FORTIN (1977): Effects of light intensity on the formation of vesicular-arbuscular mycorrhizas on *Allium cepa* by *Gigaspora calospora*. New Phytologist 79, 335–341.
- GEBHARDT, H., R. GRÜN and F. PUSCH (1988): The accumulation of heavy metals in soils and crops by practical sewage sludge application. Z. Pflanzenern. Bodenk. 151, 307–310.
- GEMMA, J. N., R. E. KOSKE and M. CARREIRO (1989): Seasonal dynamics of selected species of VA mycorrhizal fungi in a sand dune. Mycol. Res. 92 (3), 317–321.
- GILDON, A. and P. B. TINKER (1981): A heavy metal-tolerant strain of a mycorrhizal fungus. Trans. Br. mycol. Soc. 77 (3), 648–649.
- GNEKOW, M. A. and H. MARSCHNER (1989): Influence of the fungicide pentachloronitrobenzene on VA-mycorrhizal and total root length and phosphorus uptake of oats (*Avena sativa*). Plant Soil 114, 91–98.
- HARINIKUMAR, K. M. and D. J. BAGYARAJ (1989): Effect of cropping sequence, fertilizers and farmyard manure on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in different crops over three consecutive seasons. Biol. Fert. Soils 7 (2), 173–175.
- HAYMAN, D. S. (1978): Endomycorrhizae. In: DOMMERGUES, Y. R. and S. V. KRUPA (Eds.): Interactions between non-pathogenic soil microorganisms and plants. Amsterdam, Elsevier.
- HEPPER, C. M. (1984): Regulation of spore germination of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus *Acaulospora laevis* by soil pH. Trans Br. Mycol. Soc. 83, 154–156.
- IANSEN, D. C. and M. F. ALLEN (1986): The effects of soil texture on extraction of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungal spores from arid sites. Mycolog. 78 (2), 164–168.
- IETSWAART, J. H., W. A. J. GRIFFIOEN and W. H. O. ERNST (1992): Seasonality of VAM infection in three populations of *Agrostis capillaris* (Gramineae) on soil with or without heavy metal enrichment. Plant Soil 139, 67–73.
- JONER, E. J. and I. JAKOBSEN (1991): Enhanced growth of external VA mycorrhizal hyphae in soil amended with straw. Third European Symposium on Mycorrhizas, Sheffield, 19. –23. 08. 1991, Abstracts.
- KOTHARI, S. K., H. MARSCHNER and V. RÖMHELD (1990):

- Direct and indirect effects of VA mycorrhizal fungi and rhizosphere microorganisms on acquisition of mineral nutrients by maize (*Zea mays* L.) in a calcareous soil. *New Phytologist* 116, 637–645.
- KOWALEWSKY, H. H. and H. VETTER (1983): Ways of reducing the heavy metal load in feed and food. *Landwirtsch. Forsch. Sonderh.* 39, 165–175.
- KRUCKELMANN, H. W. (1975): Effects of fertilizers, soils, soil tillage, and plant species on the frequency of *Endogone* chlamydospores and mycorrhizal infection in arable soils. In: SANDERS, F. E., B. MOSSE and P. B. TINKER (Eds.): *Endomycorrhizas*. U. K. Academic Press, London, 512–543.
- KÜHN, K. D. (1988): Über VAM- Pilzisolat aus Mycorrhiza-Populationen natürlicher Standorte. Dissertation, Universität Marburg/Lahn.
- KÜHN, K. D. (1992): Composition of a VAM-population on a native wet habitat. *Angew. Bot.* 66, 46–51.
- LAND, S. (1990): Auftreten und Charakterisierung der vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza in intensiv genutzten Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover.
- LOTH, F.-G. und W. HÖFNER (1995): Einfluß der VA-Mykorrhiza auf die Schwermetallaufnahme von Hafer (*Avena sativa* L.) in Abhängigkeit vom Kontaminationsgrad der Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 339–345.
- LU, S. and M. J. MILLER (1989): The role of VA-mycorrhizae in the absorption of P and Zn by maize in field and growth chamber experiments. *Can. J. Soil Sci.* 69, 97–109.
- MÜLLER, I. und W. HÖFNER (1991): Einfluß der VA-Mykorrhiza auf P-Aufnahme und Regenerationsfähigkeit von Mais (*Zea mays* L.) unter Wasserstress. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154, 321–323.
- REID, C. P. P. and G. D. BOWEN (1979): Effects of soil moisture on VA mycorrhizal formation and root development in *Medicago*. In: HARLEY, J. L. and S. R. RUSSELL (Eds.): *The soil-root inter-face*. Academic Press, London, 211–219.
- SAIF, S. R., N. A. SHEIKH and A. G. KHAN (1975): Ecology of *Endogone*. I. Relationship of *Endogone* spore population with physical soil factors. *Islamabad J. Sci.* 2, 1–5.
- SAUERBECK, D. (1983): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden. *Landwirtsch. Forsch. Sonderh.* 39, 108–129.
- SCHAAF, H. und E. v. BOGUSLAWSKY (1986): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen bei langjähriger Anwendung von Klärschlamm. *Landwirtsch. Forsch. Sonderh.* 39, 224–237.
- SCHENCK, N. C. and Y. PEREZ (1990): *Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi*. 3rd Edition, Invam, University of Florida.
- SCHENCK, N. C. and V. N. SCHRODER (1974): Temperature response of *Endogone* mycorrhiza on soybean roots. *Mycologia* 66, 600–605.
- SIEVERDING, E. (1991): Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)*, Eschborn.
- SUTTON, J. C. and G. L. BARRON (1972): Population dynamics of *Endogone* spores in soil. *Can. J. Bot.* 50, 1909–1914.
- TIMMER, L. W. and R. F. LEYDEN (1980): The relationship of mycorrhizal infection to phosphorus-induced copper deficiency in sour orange seedlings. *New Phytologist* 85, 15–23.
- TYLER, G., M. BALSBERG PAHLSSON, G. BENGTSSON, E. BAATH and L. TRAVNIK (1989): Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. *Water, Air Soil Pollut.* 47, 189–216.
- VERLOO, M. (1983): Influence of soil organic matter on the behaviour of heavy metals in soils and sediments. In: COTTENIE, A. (Ed.): *Essential and non essential trace elements in the system soil-water-plant*. Gent.
- WARNER, A. (1984): Colonization of organic matter by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Trans. Br. mycol. Soc.* 82, 352–354.
- WARNER, A. and B. MOSSE (1980): Independent spread of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soil. *Trans. Br. mycol. Soc.* 72, 407–410.
- WERNER, W., H. W. OLFS, H. W. SCHERER and J. WARNUSZ (1987): Effect of long-term application of sewage sludge and garbage compost on chemical and microbiological soil characteristics. In: WELTE, E. und I. SZABOCS (Eds.): *Proceedings 4th International CIEC Symposium: Agriculture waste management and environmental protection*, 189–199.

Anschrift des Verfassers

Dr. Franz-Georg Loth, Institut für Pflanzenernährung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Südanlage 6, D-35390 Gießen.

Eingelangt am 5. Mai 1996

Angenommen am 22. Juni 1996