

JUSTUS-LIEBIG-



UNIVERSITÄT
GIESSEN

Inst. für Landschaftsökologie
und Ressourcenmanagement

Fachbereich Agrarwissenschaften,
Ökötrophologie und Umweltmanagement

**CHARAKTERISIERUNG DES TRANSPORTVERHALTENS VON
MIKROSPHÄREN IN BÖDEN UNTERSCHIEDLICHER NUTZUNG UND
BEARBEITUNG**

DISSERTATION

zur Erlangung
des akademischen Grades „Dr. agr.“
Doktor der Agrarwissenschaften

am Fachbereich 09
„Agrarwissenschaften, Ökötrophologie und Umweltmanagement“

der
Justus-Liebig-Universität
Gießen

vorgelegt von

André Michels
aus Kammerforst

Gießen, im Januar 2005

Erklärung

Ich erkläre: Ich habe die vorgelegte Dissertation selbständig und ohne unerlaubte fremde Hilfe und nur mit den Hilfen angefertigt, die ich in der Dissertation angegeben habe.

Alle Textstellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten Schriften entnommen sind, und alle Angaben, die auf mündlichen Auskünften beruhen, sind als solche kenntlich gemacht.

Bei den von mir durchgeführten und in der Dissertation erwähnten Untersuchungen habe ich die Grundsätze guter wissenschaftlicher Praxis, wie sie in der „Satzung der Justus-Liebig-Universität Gießen zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis“ niedergelegt sind, eingehalten.

Gießen, im Januar 2005

„Es ist ein Gedankengebäude [...]. Meine ewige Baustelle. Halbgare Theorien, Ideenruinen. Ich bezweifle, dass ich mit dieser Doktorarbeit zu Lebzeiten jemals zu Rande kommen werde.“

Walter Moers in „Rumo“

Vorwort zum Dank

Die vorliegende Arbeit ist das Ergebnis des Zusammenspiels vieler Beteiligten, das ich unter meinem Namen in die Welt tragen darf. Für die fachliche, organisatorische und menschliche Unterstützung, für die Anregungen und die Kritik, für die Geduld und die Freundschaft möchte ich mich aufrichtig bei allen Menschen bedanken, die mich in den letzten Jahren begleitet haben.

Meinem Betreuer und ersten Gutachter Prof. Dr. Stefan Gäth gilt mein Dank für die Überlassung des Themas, die fachliche Unterstützung und die konstruktive Kritik. Sein Talent zum „Ressourcenmanagement“ hat viele Türen geöffnet und Motivation gegeben. Viel mehr möchte ich ihm aber für seine menschliche und freundschaftliche Unterstützung danken, die er mir als „Doktorvater“ gegeben hat.

Herrn Prof. Dr. Peter Kämpfer vom Institut für Angewandte Mikrobiologie danke ich herzlich für die Übernahme und rasche Erstellung des Zweitgutachtens sowie für die Nutzungsmöglichkeit der Einrichtungen seines Instituts.

Für die finanzielle und ideelle Förderung während meiner gesamten Doktorarbeit danke ich der Studienstiftung des Deutschen Volkes, vertreten insbesondere durch meine Vertrauensdozentin Frau Prof. Dr. Petra Netter.

Für die Unterstützung aller praktischen Arbeiten möchte ich mich bei Frau Anette Netsch bedanken, die mit großer Sorgfalt, ausgezeichneter Fachkenntnis und Humor wesentlich zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen und selbst die nicht enden wollende Zeit in der Dunkelheit des Mikroskopraums ertragen hat.

Allen anderen technischen, administrativen und zivildienstleistenden Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, auch am Institut für Angewandte Mikrobiologie, sei gedankt für die stets freundliche Unterstützung. Insbesondere Ruth Strittmatter und Gabi Weiß, dem organisatorischen Rückgrat des Instituts, gilt Lob und Dank.

Für die unabdingbare aber leider monotone Arbeit bei der Probenaufbereitung sowie der Unterstützung bei den Feldarbeiten danke ich meinem tschechischen Freund

Petr Vymazal, Thorsten Becker, Pilar Gotor, Herrn Wilfried Müller und „meiner“ Diplomandin Carolin Lubos.

Stellvertretend für alle Kollegen und Kolleginnen, die das Institutsleben so sehr bereichert haben, möchte ich mich bei Birte Pfeiffer, Dr. habil. Rolf Düring, Uwe Pleus, Magda Topf, Katrin Ziegenberg, Susanne Müller, Wolfgang Reiher und nicht zuletzt bei Sebastian Krahe ganz besonders bedanken.

Mein besonderer Dank gilt meiner Freundin Petra für ihr Verständnis, ihre Geduld und ihre moralische Unterstützung. Sie hat mich in ein Leben außerhalb des Instituts gestubst, dass mir immer wieder Energie gegeben hat.

Zum guten Ende und nicht als letztes möchte ich meiner Mutter und meinem Bruder danken, die mir Nähe, Sicherheit und Verständnis entgegenbringen, wie man es nur in der familiären Bande tun kann.

Ich widme diese Arbeit meinem Vater, der leider viel zu früh verstarb, um sie lesen zu können. Dennoch haben die Gedanken an ihn so sehr geholfen.

Gießen, im Januar 2005

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis.....	IV
Verzeichnis der Abbildungen.....	VI
Symbol- und Abkürzungsverzeichnis.....	X
Kurzfassung.....	XII
Abstract.....	XIII
1 Einleitung und Zielsetzung	
1.1 Einleitung.....	1
1.2 Zielsetzung.....	3
2 Stand des Wissens	
2.1 Eintragspfade für Mikroorganismen in Umweltmedien.....	5
2.2 Aktueller Trinkwasserschutz.....	10
2.3 Grundlagen zur Wasserbewegung und zum Stofftransport im Boden..._	16
2.3.1 Wasserbewegung.....	16
2.3.2 Stofftransport.....	17
2.3.2.1 <i>Stofftransport in homogenen porösen Medien</i>	17
2.3.2.2 <i>Präferenzialer Wasser- und Stofftransport</i>	19
2.4 Kolloid- und Bakterientransport in Böden.....	25
2.4.1 Definition und physikochemische Eigenschaften von Kolloiden, Biokolloiden und Mikrosphären.....	25
2.4.2 Transport von Kolloiden im Boden.....	28
2.4.3 Filtrationsmechanismen.....	32
2.5 Transportversuche mit Bakterien und Mikrosphären in Böden	36
3 Material und Methoden	
3.1 Eingesetzte Böden.....	43
3.1.1 Bearbeitungs- und Nutzungsvarianten.....	43
3.1.2 Sandboden, Standort Bruchköbel.....	44
3.1.3 Lössboden, Standort Hassenhausen.....	45
3.2 Infiltrationsversuche.....	46

3.2.1 Gewinnung der Bodensäulen.....	46
3.2.2 Aufbau der Infiltrationsanlage.....	47
3.2.3 Erfassung der Wasserspannungen und –gehalte.....	49
3.2.4 Vorbereitung der Versuche und Berechnung.....	49
3.2.5 Applikation der Testsubstanzen.....	51
3.2.6 Probenahme und –konservierung.....	51
3.2.7 Bodenprobenahme.....	51
3.3 Eingesetzte Substanzen und Mikrosphären.....	52
3.3.1 Kaliumbromid.....	52
3.3.2 Mikrosphären.....	52
3.4 Analyse der Perkolatproben.....	56
3.4.1 Bromidanalytik.....	56
3.4.2 Quantifizierung der Mikrosphären.....	56
3.4.2.1 Aufarbeitung der Proben.....	56
3.4.2.2 Fluoreszenzmikroskopie.....	56
3.5 Analyse der Bodenproben.....	58
3.5.1 Bodenphysikalische Analytik.....	58
3.5.2 Quantifizierung der Mikrosphären.....	58
3.6 Datenverarbeitung und Statistik.....	61
3.7 Parameterbestimmung mit einem deterministischen Stofftransportmodell.....	61
4 Ergebnisse und Diskussion	
4.1 Bodenphysikalische Kenngrößen.....	63
4.1.1 Gestörte Bodensäulen.....	63
4.1.2 Ungestörte Bodenmonolithe.....	65
4.2 Kenngrößen des Wasserflusses.....	72
4.2.1 Perkolatmengen.....	72
4.2.2 Wassergehalte und Wasserspannungen.....	74
4.2.3 Flussraten und Porenwassergeschwindigkeit v	78
4.3 Bromidverlagerung.....	80
4.3.1 Gestörte Bodensäulen.....	80
4.3.2 Ungestörte Bodenmonolithe.....	83
4.4 Verlagerung der Mikrosphären.....	95

4.4.1	Gestörte Bodensäulen.....	95
4.4.2	Ungestörte Bodenmonolithe.....	103
4.5	Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse.....	115
4.5.1	Schnelle Verlagerungen und Randeﬀekte.....	115
4.5.2	Transport von Mikrosphären und konservativem Tracer.....	117
4.5.3	Einfluss von Bodentyp und Bodennutzung auf den kolloidalen Transport.....	126
5	Schlussbetrachtung und Ausblick	
5.1	Filterwirkung des Bodens gegenüber Kolloiden.....	137
5.2	Kolloidtransport im Boden.....	140
5.3	Mikrosphären als Substitut für Mikroorganismen in Verlagerungsstudien.....	142
5.4	Trinkwassergefährdung durch Mikroorganismen aus der Landwirtschaft?.....	144
6	Zusammenfassung.....	147
7	Summary.....	151
8	Literaturverzeichnis.....	155
9	Anhang.....	CD-Beilage

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	Auswahl einiger Mikroorganismen im Boden (nach SCHLEGEL, 1992; ergänzt).....	5
Tab. 2-2:	Übersicht über verschiedene flächenhaft ausgebrachte Substrate und ihre mikrobiologischen Eigenschaften.....	6
Tab. 2-3:	Beispiele potenziell pathogener Organismen in Wirtschaftsdüngern (nach ANONYM, 1997; verändert).....	8
Tab. 2-4:	Mikrobiologische Anforderungen an Wasser für den menschlichen Gebrauch (ANONYM, 2001A).....	11
Tab. 3-1:	Kenndaten der Braunerde aus Flugsand, Standort Bruchköbel (nach BEISECKER, 1994; verändert).....	44
Tab. 3-2:	Korngrößenverteilung des Unterbodenmaterials der sandigen Braunerde.....	45
Tab. 3-3:	Kenndaten der pseudovergleyten Parabraunerde aus Löss, Standort Hassenhausen (nach RICHTER, 1995; zusammengefasst und verändert).....	45
Tab. 3-4:	Übersicht über die mittleren Beregnungsraten in den einzelnen Versuchen und die Variationskoeffizienten bezogen auf die Regnerköpfe individuell und auf alle Regnerköpfe.....	50
Tab. 3-5:	Physikochemische Eigenschaften der eingesetzten Mikrosphären.....	53
Tab. 3-6:	Partikelzahlen der Applikationslösung während der Applikation (beispielhaft).....	55
Tab. 3-7:	Absetzgeschwindigkeiten verschiedener Partikel in der Zentrifuge.....	59
Tab. 4-1:	Wassergehalte und Wasserspannungen in den einzelnen Versuchsvarianten gemittelt über die drei Messtiefen sowie die Versuchsdauer.....	75
Tab. 4-2:	Relative Sättigungsgrade in den einzelnen Versuchsvarianten, aus den Matrixpotenzialen ermittelte wasserführende Porengrenzdurchmesser, Porenanteil am GPV > 120 µm (alle Angaben über die gesamte Fliesstrecke gemittelt).....	77
Tab. 4-3:	Flussraten und Porenwassergeschwindigkeiten in den einzelnen Versuchsvarianten.....	78

Tab. 4-4:	Durchbruchcharakteristik für die gestörten 2 mm-Varianten der beiden Böden sowie für die 10 mm-Variante des Sandbodens	82
Tab. 4-5:	Ergebnisse der Parameterbestimmung für die 2 mm-Varianten der beiden Böden sowie für die 10 mm-Variante des Sandbodens	82
Tab. 4-6:	Durchbruchcharakteristik der ungestörten Bodenmonolithe des Sandbodens.....	85
Tab. 4-7:	Ergebnisse der Parameterbestimmung für die ungestörten Bodenmonolithe des Sandbodens	87
Tab. 4-8:	Durchbruchcharakteristik und Ergebnisse der Parameterbestimmung für den ungestörten Unterboden des Sandbodens.....	89
Tab. 4-9:	Durchbruchcharakteristik der ungestörten Bodenmonolithe des Lössbodens, Standort Hassenhausen	90
Tab. 4-10:	Ergebnisse der Parameterbestimmung für die ungestörten Bodenmonolithe des Lössbodens	92
Tab. 4-11:	Partikelnachweis im Perkolat der 10 mm-Variante des Sandbodens...	97
Tab. 4-12:	Mittlere Wiederfindungsraten im Perkolat der Versuchsvarianten des Sandbodens	106
Tab. 4-14:	Mittlere Wiederfindungsraten im Perkolat der Versuchsvarianten des Lössbodens.....	112
Tab. 5-1:	Zusammenstellung der wichtigsten Bodendeterminanten für einen möglichen Transport von Kolloiden im Boden.....	141

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 2-1:	Temperaturverlauf während der Kompostierung (nach OTTOW & BIDLINGMAIER, 1997; verändert).....	7
Abb. 2-2:	Prinzipieller Aufbau eines Wasserschutzgebietes WHG ANONYM, 2002).....	14
Abb. 2-3:	Logarithmische Darstellung der Größenordnungen unterschiedlicher Kolloide (nach BURKHARDT, 2003; verändert).....	27
Abb. 2-4:	Schematischer Aufbau der elektrochemischen Doppelschicht am Kolloid. Abnahme des Potentials von Festkörperoberfläche nach außen (nach BURKHARDT, 2003; verändert)	29
Abb. 2-5:	Schematische Darstellung der Lipopolysaccharid-Doppelschicht gramnegativer Bakterien (nach MADIGAN ET AL., 2002; verändert)	31
Abb. 2-6:	Filtrationsmechanismen in porösen Medien (nach SEIDEMANN, 1997; verändert)	33
Abb. 2-7:	Kollisionsmechanismen der physikochemischen Filtration, a) Diffusion, b) Interzeption, c) Gravitation, zusätzlich dargestellt d) Siebfiltration (nach SEIDEMANN, 1997; verändert)	34
Abb. 3-1:	Entnahme eines Bodenmonoliths	46
Abb. 3-2a:	Schematische Darstellung der Kleinlysimeteranlage	47
Abb. 3-2b:	Aufbau der Kleinlysimeteranlage im Labor	48
Abb. 3-3:	Fluoreszierende Polystyrol-Mikrosphären (a) unter dem Fluoreszenzmikroskop (400-fache Vergrößerung), (b) Aufnahme mit dem Raster-Elektronen-Mikroskop (10 kV)	53
Abb. 3-4:	Variationskoeffizient (CV%) in Abhängigkeit der Anzahl der zählbaren Ereignisse pro Gesichtsfeld.....	57
Abb. 4-1:	Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die gestörten Varianten. (a) Lössboden, Standort Hassenhausen, Variante 2 mm, (b) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 2 mm, (c) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 10 mm.....	64
Abb. 4-2:	Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die ungestörten Bodenmonolithe der sandigen Braunerde, Standort Bruchköbel. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante	66

- Abb. 4-3: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die Unterbodenvarianten der sandigen Braunerde, Standort Bruchköbel. (a) gestörte Variante, (b) ungestörte Variante..... 68
- Abb. 4-4: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die ungestörten Bodenmonolithe der Löss-Parabraunerde, Standort Hassenhausen. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante 70
- Abb. 4-5: Entwicklung der Perkolatmengen über die gesamte Versuchsdauer am Beispiel der Säulen der Direktsaatvariante des Lössbodens, Standort Hassenhausen 72
- Abb. 4-6: Ungleichmäßige Perkolatmengen als Folge instabiler Flüsse in einzelnen Säulen der Grünlandvarianten. (a) Sandboden, Standort Bruchköbel, (b) Lössboden, Standort Hassenhausen..... 73
- Abb. 4-7: Entwicklung der Wassergehalte und –spannungen über die gesamte Versuchszeit am Beispiel der gestörten 2 mm-Variante des Lössbodens..... 74
- Abb. 4-8: Wassergehalte und Matrixpotenziale der ungestörten Einzelsäulen der Varianten Direktsaat und Pflug. (a) Sandboden, Standort Bruchköbel (Säule 7 ausgefallen) und (b) Lössboden, Standort Hassenhausen..... 76
- Abb. 4-9: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchskurven der gestörten Versuchsvarianten beispielhaft an Einzelsäulen. (a) Lössboden, Standort Hassenhausen, Variante 2 mm, (b) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 2 mm, (c) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 10 mm..... 81
- Abb. 4-10: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchskurven beispielhafter Bodenmonolithe des Sandbodens, Standort Bruchköbel unter differenzierter Nutzung. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante 84
- Abb. 4-11: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchskurven der ungestörten Bodensäule aus dem Unterboden des Sandbodens, Standort Bruchköbel 88
- Abb. 4-12: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchskurven beispielhafter Bodenmonolithe des Lössbodens, Standort Hassenhausen unter differenzierter Nutzung.(a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante,(c) Grünlandvariante 91
- Abb. 4-13: Vergleich des Bromiddurchbruchsverhaltens der eingesetzten Böden unter differenzierter Nutzung. Zum Vergleich der Varianten wurden die relativen Konzentrationen zusätzlich auf die Inputmengen $[C/(C_0 \cdot I)]$ normiert, die versuchsbedingt

unterschiedlich waren.(a) Pflugvarianten, (b) Direktsaatvarianten, (c) Grünlandvarianten	94
Abb. 4-14: Konzentrationsprofile der Mikrosphären in typischen Bodensäulen der gestörten Versuchsvarianten. (a) Lössboden, Variante 2 mm, (b) Sandboden, Variante 2 mm, (c) Sandboden, Variante 10 mm	96
Abb. 4-15: Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat beispielhafter Bodenmonolithe des Sandbodens, Standort Bruchköbel. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante.....	104
Abb. 4-16: Mittlere Konzentrationsprofile der Mikrosphären in den ungestörten Bodenmonolithen des Sandbodens, Standort Bruchköbel. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante.....	107
Abb. 4-17: Konzentrationsprofil der Mikrosphären in der ungestörten Unterbodensäule des Sandbodens, Standort Bruchköbel	109
Abb. 4-18: Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat beispielhafter Bodenmonolithe des Lössbodens, Standort Hassenhausen. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante.....	111
Abb. 4-19: Mittlere Konzentrationsprofile der Mikrosphären in den ungestörten Bodenmonolithen des Lössbodens, Standort Hassenhausen. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante.....	113
Abb. 4-20: Schematische Darstellung des aus den Wassergehalten und Matrixpotenzialen abgeleiteten Wasserflusses. Im mittleren Säulensegment werden präferenzielle Flüsse vermutet.	120
Abb. 4-21: Zusammenhang zwischen dem Dispersionskoeffizienten und der Wiederfindungsrate der Mikrosphären (1,0 μm) im Perkolat. (a) unter Berücksichtigung aller ungestörten Versuchsvarianten, (b) unter Berücksichtigung der Direktsaat- und Pflugvarianten.....	121
Abb. 4-22: Mittlere Anteile der bis zum Bromidmaximum wiedergefundenen Mikrosphären bezogen auf die Gesamtsumme der im Perkolat wiedergefundenen Mikrosphären. (a) Mikrosphären 0,5 μm , (b) Mikrosphären 1,0 μm	123
Abb. 4-23: Vergleich des Anteils von Poren > 50 μm in der Direktsaat- und Pflugvariante des Sandbodens. Für die oberen Bodenzentimeter ist der Unterschied noch deutlicher als für die über die gesamte Säule gemittelten Werte.....	131
Abb. 4-24: Vergleich des Anteils von Poren > 50 μm in der Direktsaat- und Pflugvariante des Lössbodens. Anhand der Vergleichswerte von RICHTER (1995) wird deutlich, dass die eigenen Werte den Anteil grober Poren in der Pflugvariante unterschätzen.....	131

- Abb. 4-25: Zusammenhang zwischen dem Anteil an Poren $> 50 \mu\text{m}$ im obersten Bodensegment (0-5 cm) und der Mikrosphärenwiederfindung ($1,0 \mu\text{m}$) im Perkolat. Die schwarze Kurve berücksichtigt nur die Ackerböden, die graue Kurve bezieht zusätzlich die Ergebnisse der Grünlandböden mit ein. 132
- Abb. 4-26: Bodenprofil des Lössbodens unter Grünland, Standort Hassenhausen. Die oberen Bodenzentimeter zeigen starke Durchwurzelung. 133
- Abb. 5-1: Retention von Kolloiden durch „film straining“. Die Kraft des Wasserflusses reicht bei $d > w$ nicht mehr aus, das Kolloid mitzuschleppen (nach WAN & TOKUNAGA, 1997; verändert). 138
- Abb. 5-2: Ablagerungs- (a) und Mobilisierungsmechanismen (b) für Kolloide im Boden (nach DENOVIO ET AL., 2004; verändert). 139

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Symbol/ Abkürzung	Einheit	Bedeutung
β		mobiler Wasseranteil
C	mg L ⁻¹ / stck L ⁻¹	Stoff-/ Partikelkonzentration in Lösung
C ₀	mg L ⁻¹ / stck L ⁻¹	Stoff-/ Partikelkonzentration in Lösung zum Zeitpunkt t ₀
C _{MS}	stck g _(Boden) ⁻¹	Mikrosphärenkonzentration im Boden
C _{org}		organischer Kohlenstoff
CV	%	Variationskoeffizient
C/C _{0Max}		Maximum des Konzentrationsverhältnisses
D	cm ² d ⁻¹	Dispersionskoeffizient
DB _{start}	PV	Durchbruchstart
DB ₅₀	PV	Durchbruch der Hälfte der applizierten Menge
DB _{Max}	PV	Durchbruchmaximum
DB _{Ende}	PV	Durchbruchsende
d _m	µm	mittlerer Korndurchmesser
d _p	µm	mittlerer Partikeldurchmesser
D _s	cm ² d ⁻¹	scheinbarer Diffusionskoeffizient
DS		Direktsaatvariante
Ø	µm	Durchmesser
<i>E. coli</i>		<i>Escherichia coli</i>
EGP		enge Grobporen (10-30 µm)
EMP		enge Mittelporen (0,2 – 3 µm)
FP		Feinporen (< 0,2 µm)
FR	cm ³ cm ⁻² h ⁻¹	Flussrate
fS		Feinsand
Gew.%	%	Gewichtsprozent
Gl.		Gleichung
GL		Grünlandvariante
GOF		Geländeoberfläche
GPV	%	Gesamtporenvolumen
gS		Grobsand
gU		Grobschluff
k	cm d ⁻¹	ungesättigte Wasserleitfähigkeit
I		Inputmenge
MGP		mittlere Grobporen (30-50 µm)
mS		Mittelsand
MW		Mittelwert
n		Anzahl, Stichprobenumfang
NN		Normalnull
Ω		Stoffaustauschkoeffizient

ψ	hPa	hydraulisches Potenzial
ρ	g mL^{-1}	Dichte des Polymers
P		Pflugvariante
PAA		Polyacrylsäure
PV	cm^3	Porenvolumen
q	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Flussrate
q_{Diff}	$\text{g cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$	diffusiver Stofftransport
q_{ges}	$\text{g cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Stofftransport gesamt
q_{hD}	$\text{g cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$	dispersiver Stofftransport
q_{k}	$\text{g cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$	konvektiver Stofftransport
q_{wasser}	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Flussrate des Wassers
r	μm	Radius
r^2		Standardabweichung
R		Retardationsfaktor
Rb	cm	Distanz v. Zentrum zum Boden des Zentrifugenglases
ρ / ρ_{s}	g cm^{-3}	Rohdichte des Bodens
ρ_{MS}	g cm^{-3}	Dichte der Mikrosphären
ρ_{q}	g cm^{-3}	Dichte von Quarz
rp	cm	Partikelradius
rpm		Umdrehungen pro Minute
Rt	cm	Distanz v. Zentrum zur Oberfläche der Lösung
S	g kg^{-1}	Konzentration in der Festphase
SD		Standardabweichung
SWGp		sehr weite Grobporen (>120 μm)
t	s	Zeit
T	$^{\circ}\text{C}$	Temperatur
θ	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$	volumetrischer Wassergehalt
TDR		Time Domain Reflectometry
v	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$	Porenwassergeschwindigkeit
V	mL	Volumen
Var. koef.		
Vk	%	Variationskoeffizient
Vol.%	%	Volumenprozent
W	%	Massenanteil der Mikrosphären
Wdf.		Wiederfindung
wf. Porengrenzd.	μm	wasserführender Porengrenzdurchmesser
WGP		weite Grobporen (50-120 μm)
WMP		weite Mittelporen (3-10 μm)
z	cm	Länge/ Distanz
ζ	mV	Zeta-Potenzial

Kurzfassung

Charakterisierung des Transportverhaltens von Mikrosphären in Böden unterschiedlicher Nutzung und Bearbeitung

Der Boden hat als Filter und Puffer zentrale Funktion im Grundwasserschutz. Zunehmendes Interesse gewinnen dabei Kenntnisse über den partikulären Schadstofftransport sowie den Transport von Mikroorganismen.

In der vorliegenden Arbeit wurden Verlagerungsversuche mit unterschiedlich großen Mikrosphären sowie chemischen Tracern in gestörten und ungestörten Monolithen verschiedener Böden unterschiedlicher Nutzung durchgeführt. Mikrosphären werden als kolloidale Tracer in Verlagerungsexperimenten eingesetzt und sind prinzipiell geeignet, auch das Transportverhalten von Biokolloiden wie Bakterien und Viren darzustellen.

Die Ergebnisse zeigten, dass der Boden gegenüber kolloidalen Substanzen als Filter wirkt und nur geringe Anteile der applizierten Mikrosphären die Bodensäulen passieren. Die meisten Kolloide wurden in den oberen Bodenzentimetern zurückgehalten. Dennoch war bei allen ungestörten Bodenmonolithen ein Durchbruch von Mikrosphären in das Perkolat zu beobachten. Es konnten deutliche Unterschiede zwischen den Nutzungs- und Bearbeitungsvarianten festgestellt werden, wohingegen der Einfluss des Bodentyps in den Hintergrund trat. Während der Mikrosphärentransport im Direktsaatboden limitiert war, wurden im Perkolat der Pflug- und Grünlandvarianten beider Böden hohe Partikelkonzentrationen nachgewiesen.

Als Fazit der Untersuchungen wird festgehalten, dass sich gestörte Systeme in Bezug auf den kolloidalen Transport prinzipiell anders verhalten als ungestörte. Außerdem zeigten sich konservative Tracer generell nicht geeignet, das Transportverhalten von Kolloiden in der ungesättigten Bodenzone darzustellen. Im Vergleich mit Literaturdaten konnte hingegen bestätigt werden, dass sich die eingesetzten Mikrosphären eignen, das Transportverhalten von Kolloiden und Mikroorganismen im Boden zu simulieren.

Schlagwörter: Kolloide, partikulärer Transport, Mikroorganismen, Grundwasser, Wasserschutz, Kleinlysimeter, Säulenversuche

Abstract

Characterizing the transport behaviour of different sized microspheres in soils of various use and tillage

The soil has a central function in groundwater protection as a filter and buffer. In this context knowledge on colloidal transport of pollutants or transport of microorganisms through soil is recently gaining interest.

In order to characterize the transport of colloidal substances and microorganisms in unsaturated soil, displacement experiments with variable sized microspheres as well as conservative tracers were carried out using disturbed and undisturbed columns of different soils of various use. Microspheres have been successfully used as colloidal tracers in environmental transport experiments and are suitable to simulate also biocolloids such as bacteria and viruses.

Results showed that the soil serves as an effective filter for colloids as only a small portion of the applied microspheres passed the soil columns and the overall part of the particles were retained in the upper soil centimetres.

No microspheres could be detected in the percolate of the disturbed soil columns, where depth distribution was strongly limited. In contrast, a breakthrough of microspheres was observed in all undisturbed soil monoliths. Hence, natural soil structure had crucial influence on the displacement potential of the colloids. Clear differences between the different land use variants and tillage intensities could be determined, whereas the soil type was of less importance. Transport of microspheres in no-tillage soils was limited. In the plough and grassland variants of both soils high particle concentrations in the percolate could be observed, though.

It is noted that disturbed systems behave explicitly different than undisturbed soils regarding colloidal transport and can therefore not serve as a comparison. Conservative tracers were generally not suitable to represent the transport behaviour of colloids in unsaturated soils. However, in the comparison with literature data it could be confirmed that the applied microspheres are suitable simulates for colloids and microorganisms in environmental transport studies.

Key words: Colloids, colloidal transport, ground water, microorganisms, water protection, soil columns

1. Einleitung und Zielsetzung

1.1 Einleitung

Wasser und Boden sind unsere wichtigsten natürlichen Ressourcen und verdienen besonderen Schutz. Sie sind lebensnotwendig und nicht vermehrbar. Lediglich 2,5 % des Wassers, das die Erde zu rund 70 % bedeckt, sind trinkbar. Von diesem Trinkwasser ist weniger als ein Prozent für den menschlichen Gebrauch zugänglich (ANONYM, 2004). Dennoch sind Wasser und Boden durch ihre Nutzung, durch Eintrag von Chemikalien, Mikroorganismen und anderen Kontaminanten in wachsender Gefahr.

So stellte die UNO auf ihrem Welt-Gipfeltreffen zur nachhaltigen Entwicklung in Johannesburg/ Südafrika 2002 fest, dass mehr als eine Milliarde Menschen (> 18 % der Weltbevölkerung) weltweit keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser haben (UNO, 2002).

Während in der Vergangenheit vor allem die chemische Belastung des Grundwassers Gegenstand der Diskussion und Forschung war, hat man heute erkannt, dass auch in entwickelten Industrienationen die überwiegende Ursache trinkwasserassoziierter Erkrankungen mikrobielle Infektionen sind (ATLAS, 1998). Das amerikanische „Center for disease control and prevention“ schätzt, dass in den USA jährlich ca. eine Millionen Menschen auf diese Weise erkranken und der Volkswirtschaft Kosten von insgesamt drei Milliarden US-Dollar entstehen (ATLAS, 1998).

Zur Sicherstellung der Trinkwasserqualität wird in der Bundesrepublik Deutschland überwiegend Grundwasser zur Wasserversorgung gefördert. Das Grundwasser ist im Gegensatz zum Oberflächenwasser auf natürliche Weise vor Schadstoff- und Mikroorganismeneinträgen geschützt. Auf die Bodenoberfläche direkt oder indirekt aufgebrachte Stoffe und Mikroorganismen unterliegen in der ungesättigten Bodenzone Abbau-, Sorptions- und Filtrationsprozessen. Dennoch kann es zur Verlagerung dieser Stoffe und Organismen durch die ungesättigte Zone bis in den Aquifer kommen. Somit stellen in den Boden direkt oder indirekt eingetragene Fremdstoffe ein Gefahrenpotenzial für das Grundwasser dar.

Der Landwirtschaft kommt als unmittelbarer Nutzer des Bodens in diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung zu. Mögliche Quellen für pathogene Organismen sind die Weidehaltung von Nutztieren, die Lagerung und Applikation von Wirtschaftsdüngern sowie die landbauliche Verwertung von Siedlungsabfällen wie Kompost und Klärschlamm (z. B. MAWDSLEY ET AL., 1995; SKARK ET AL., 2002). Eine in Zukunft an Bedeutung gewinnende Fragestellung ergibt sich ferner aus der Anwendung gentechnisch veränderter Organismen in der Landwirtschaft, deren Einsatz in vielen Teilen der Welt nicht so stark beschränkt wird, wie es unter den derzeit gültigen Regelwerken auf EU- und Bundesebene der Fall ist. Wenn auch von diesen Organismen in der Regel keine direkte gesundheitliche Gefahr ausgeht, so wird vor dem Hintergrund der heutigen Diskussion mit einer stark ablehnenden Haltung der Gesellschaft dennoch eine mögliche Verlagerung dieser Organismen in das Grundwasser nicht toleriert werden.

Zum Verlagerungsverhalten verschiedener Mikroorganismen in der gesättigten Zone des Aquifers liegen zahlreiche Untersuchungen vor. Die überwiegende Anzahl beschäftigte sich im Rahmen hydrogeologischer Studien mit dem Transport von Bakterien im Grundwasserstrom (z. B. HARVEY, 1997). Die Erkenntnisse bilden die Basis zur Festlegung der Schutzzone II in Wasserschutzgebieten. Sie soll Schutz vor mikrobiellen Verunreinigungen bieten und markiert die Linie, von der das Grundwasser 50 Tage bis zur Fassung im Brunnen benötigt. Es wird angenommen, dass eingetragene Mikroorganismen in dieser Zeit absterben.

Das Schutzpotenzial des ungesättigten Bodens wird in diesem rein geohydrologischen Konzept nicht berücksichtigt, obwohl gerade die ungesättigte Bodenzone über dem Grundwasser als Filterstrecke wirkt. So bestätigt GROHMANN (2001), dass in Zukunft das „Mittel der Wahl zum Schutz vor Krankheitserregern [...] ein vorbeugender Ressourcenschutz, verbunden mit einer darauf fußenden Aufbereitung (ist)“.

Um dieser Forderung nach einem Multibarrierenkonzept unter Einbeziehung des Bodens nachzukommen, sind profunde Kenntnisse über die Mechanismen der Stoffverlagerung in der ungesättigten Bodenzone notwendig. Vor allem zum partikulären Transport und zum Transportverhalten von Mikroorganismen im Boden

liegen aber bisher nur wenige Erfahrungen vor (z. B. *DENOVIO ET AL., 2004*). Zudem beruhen die meisten Erkenntnisse auf Studien, die Kultivierungsverfahren zum Nachweis inokulierter Mikroorganismen einsetzten (z. B. *JEWETT ET AL., 1999*).

Ein anderes Feld, für das Kenntnisse zur Verlagerung von Mikroorganismen im Boden erforderlich sind, ist die biologische Sanierung von Bodenschäden. Bei diesen Verfahren wird die Fähigkeit einiger Bakterien genutzt, unterschiedliche Schadstoffe abzubauen. Für eine in situ Sanierung werden dabei große Mengen speziell kultivierter Bakterien in den Boden eingebracht (z. B. *CAMESANO & LOGAN, 1998*). Zum einen ist es wichtig, dass diese Bakterien nicht ins Grundwasser gelangen und dort ein Gefahrenpotenzial darstellen. Zum anderen ist aber eine kontrollierte Verlagerung erwünscht, um auch tiefer im Boden lokalisierte Belastungen zu erreichen. Wenn auch zum heutigen Zeitpunkt gentechnisch modifizierte (d. h. spezialisierte) Organismen in diesem Feld keine Rolle spielen, muss deren zukünftiges Einsatzpotenzial vor diesem Hintergrund diskutiert werden.

Ein neues, bisher wenig betrachtetes Thema ist ferner der Partikel unterstützte Schadstofftransport. Durch diesen Co-Transport können sorbierte Stoffe in kolloidaler Form verlagert und so grundwasserwirksam werden. Damit kommen also auch Stoffe in die Diskussion, die gerade wegen ihrer starken Sorptionseigenschaften bisher als immobil betrachtet wurden, wie zum Beispiel verschiedene Pestizide oder Schwermetalle (z. B. *MCGECHAN & LEWIS, 2002; DEJONGE ET AL., 2004*).

1.2 Zielsetzung

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war es, das Transportverhalten von Mikrosphären als Vergleichskomponente zu Mikroorganismen und Partikeln in der ungesättigten Bodenzone in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Bodens sowie dessen Nutzung zu charakterisieren.

Die Ergebnisse sollen dazu beitragen, das Rückhaltevermögen verschiedener Böden gegenüber Mikroorganismen und vergleichbaren partikulären Teilchen zu beurteilen und auf dieser Grundlage Rückschlüsse für standortgerechte und grundwasserschonende Landwirtschaftssysteme abzuleiten.

Dazu wurden Verlagerungsversuche mit Mikrosphären sowie konservativen chemischen Tracern im Labormaßstab durchgeführt. Die Mikrosphären hatten sich in vorangegangenen Studien am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Giessen geeignet gezeigt, das Verhalten unterschiedlicher Mikroorganismen zu simulieren (SOMMER ET AL., 2002). Sie werden seit einigen Jahren als kolloidale Tracer in Verlagerungsexperimenten eingesetzt und scheinen prinzipiell geeignet, auch das Transportverhalten von Biokolloiden wie Bakterien, Viren und Parasiten darzustellen (z. B. EBIHARA ET AL., 2002). Trotz zahlreicher positiver Nachweise wird diese Eignung als abiotische Vergleichskomponente zu Mikroorganismen wissenschaftlich kontrovers diskutiert (siehe dazu auch Kapitel 2.4.1, 3.3.2, 5.3). Dennoch bieten sie sich generell aufgrund ihrer guten Nachweisbarkeit und einfachen Handhabung für kolloidale Verlagerungsexperimente an. Der Vergleich mit dem konservativen Tracer diene dazu, die grundsätzliche Eignung dieser vielfach in der Praxis verwendeten gelösten Stoffe für Transportstudien zu hinterfragen.

In den Infiltrationsexperimenten kamen sowohl gestörte als auch ungestörte Bodensäulen zweier unterschiedlicher Bodentypen zum Einsatz. Die Böden unterscheiden sich in ihren bodenphysikalischen Eigenschaften sowie in ihrem Hydroregime und repräsentieren wichtige Bodentypen der deutschen Mittelgebirgslandschaften.

Darüber hinaus sollte die Nutzung der Böden, die erheblichen Einfluss auf deren Struktur hat, in den Versuchen berücksichtigt werden, um zu einer vergleichenden Bewertung hinsichtlich des kolloidalen Transportes zu kommen. Dazu wurden Bodensäulen auf Ackerstandorten und benachbarten Grünlandflächen entnommen. Um unterschiedlichen Eingriffsintensitäten im modernen Ackerbau Rechnung zu tragen, wurden Ackerböden unter Direktsaat sowie unter konventioneller Pflugbearbeitung in die Untersuchungen eingebunden.

Analysen der bodenphysikalischen Eigenschaften der Böden sowie der Fließbedingungen während der Versuche lieferten die Grundlage zur Bewertung der Ergebnisse.

2. Stand des Wissens

2.1 Eintragspfade für Mikroorganismen in Umweltmedien

Mikroorganismen bilden die wichtigste und größte Gruppe der Bodenflora. Sie sind entscheidend an der Stoffumsetzung im Boden beteiligt. Die häufigsten Gattungen sind getrennt nach Organismenart in Tab. 2-1 aufgeführt.

Tab. 2-1: Auswahl einiger Mikroorganismen im Boden (nach SCHLEGEL, 1992; ergänzt)

Art	Gruppe	Familie	Gattung
Bakterien (Prokaryoten)	Myxobacterales (Schleimpilze)		Chondromyces Myxococcus
		Actinomycetales (Strahlenpilze)	Mycobacteriaceae
	Actinomycetaceae		Actinomyces, Frankia, Nocardia
	Streptomycetaceae		Streptomyces, Thermoactinomyces
	Cyanobacterales (Blaualgen)		Anabaena, Chroococcus
		Eubacterales (gramnegativ)	Nitrobacteriaceae
	Pseudomonadaceae		Acetobacter, Pseudomonas, Spirillum, Vibrio, Thiobacillus
	Azotobacteriaceae		Azotobacter
	Rhizobiaceae		Agrobacterium, Rhizobium
	Enterobacteriaceae		Aerobacter, Enterobacter, Erwinia, Escherichia, Klebsiella
	Eubacterales (grampositiv)	Lactobacteriaceae	Lactobacillus, Streptococcus
		Micrococcaceae	Micrococcus
		Corynebacteriaceae	Arthrobacter, Corynebacterium
		Bacteriaceae	Bacterium, Methanobacterium
		Bacillaceae	Bacillus, Clostridium
Pilze	Myxomycetes		Plasmodiophora
	Chytridiomycetes		Rhizophyidium
	Oomycetes		Aphanomyces, Phytophthora
	Zygomycetes		Mucor
	Ascomycetes	Prototunicatae	Candida, Saccharomyces,
		Unitunicatae	Morchella, Sclerotinia, Fusarium
		Bitunicatae	Septoria, Cercospora
	Deuteromycetes		Aspergillus, Botrytis, Cercospora, Fusarium, Humicola, Penicillium
	Basidiomycetes		Sclerotium, Typhula, Tricholoma, Telephora
Protozoen	Flagellata		Bodo, Cercomonas
	Rhizopoda		Acanthamoeba, Amoeba
	Ciliata		Chilodon, Colpidium

Zu unnatürlichen und unter Umständen gesundheitsgefährdenden Keimbelastungen kann es kommen, wenn Mikroorganismen aus fremden Habitaten in den Boden eingetragen werden. Örtlich eng begrenzte, punktuelle Einträge stellen einen möglichen Eintragspfad fremder Organismen dar (KRAPAC ET AL., 2002). Diese können unbeabsichtigt, wie bei kleinräumigen Abfall- und Dunglagerstätten oder

auch Havarien sein, oder aber beabsichtigt, wie beim gezielten Einbringen bestimmter Mikroorganismen zur biologischen Sanierung von Bodenbelastungen (z. B. GRADOVA ET AL., 2003).

Mengenmäßig bedeutsamer ist der diffuse, flächenhafte Eintrag von Mikroorganismen in Böden, wie er beispielsweise bei der Ausbringung von Wirtschafts- oder Sekundärrohstoffdüngern erfolgt. Hierbei werden dem Boden direkt große Mengen teils pathogener Organismen zugeführt (CHANDLER ET AL., 1981; KUDVA ET AL., 1998; CHO ET AL., 2000; BARTH, 2001; BAUER & SCHNEWEIS, 2001; BÖHM & PFIRRMANN, 2001; MARTINEZ-GAMBA ET AL., 2001; JIANG ET AL., 2002; COTTA ET AL., 2003). Tabelle 2-2 gibt einen Überblick über verschiedene Substrate und die darin enthaltenen Mikroorganismen.

Tab. 2-2: Übersicht über verschiedene flächenhaft ausgebrachte Substrate und ihre mikrobiologischen Eigenschaften

KBE/g FS	Festmist ¹	Flüssigmist ¹	Hühnerkot ¹	Fertigkompost ²	Klärschlamm ^{3*}
Gesamtkeimzahl	1,2 x 10 ⁷	1,0 x 10 ⁶	2,5 x 10 ⁹	3,7 x 10 ⁸	4,7 x 10 ⁷
Enterobakterien	3,4 x 10 ⁶	2,6 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁸	2,3 x 10 ⁴	8,6 x 10 ¹
Fäkalcoliforme	7,7 x 10 ⁶	3,4 x 10 ⁵	2,2 x 10 ⁵	5,9 x 10 ¹	k. A.
Fäkalstreptokokken	4,2 x 10 ⁶	3,9 x 10 ⁵	7,8 x 10 ⁶	8,4 x 10 ²	2,2 x 10 ²
Salmonellen [Nachweis in % d. Proben]	n.n.	3,1	n.n.	n.n.	n.n.

¹ANONYM, 1997

²HOPPENHEIDT ET AL., 1997

³JAKOB ET AL., 1987

*nach aerob-thermophiler Stabilisierung

Während bei der Lagerung von Festmist durch den aeroben Abbau organischer Substanz eine Hitzeentwicklung mit über 60°C auftreten kann, die zur natürlichen Hygienisierung führt (PLYM FORSCHELL & EKESBO, 1993), herrscht in den flüssigen Substraten Gülle und Jauche der anaerobe Abbau vor, der eine Hitzeentwicklung nicht erwarten lässt. Dadurch können Keime hier deutlich länger überleben (STRAUCH, 1991). Allerdings sinkt mit zunehmender Lagerungsdauer auch bei Gülle die Menge an enthaltenen Fäkalkeimen (JONES, 1982; KEARNEY ET AL., 1993).

Ähnliches gilt für Sekundärrohstoffdünger. Während Kompost der natürlichen aeroben Rotte unterliegt (Abb. 2-1), bei der eine vergleichbare Hitzeentwicklung wie beim Festmist zu beobachten ist, findet im Klärschlamm ohne Behandlung keine

direkte natürliche Hygienisierung statt. Allerdings hat beim Klärschlamm in der Praxis neben der Konditionierung mit Kalk, bei der der pH-Wert auf etwa 10 angehoben wird, auch die aerob-thermophile Stabilisierung biozide Wirkung (FÖRSTNER, 1993).

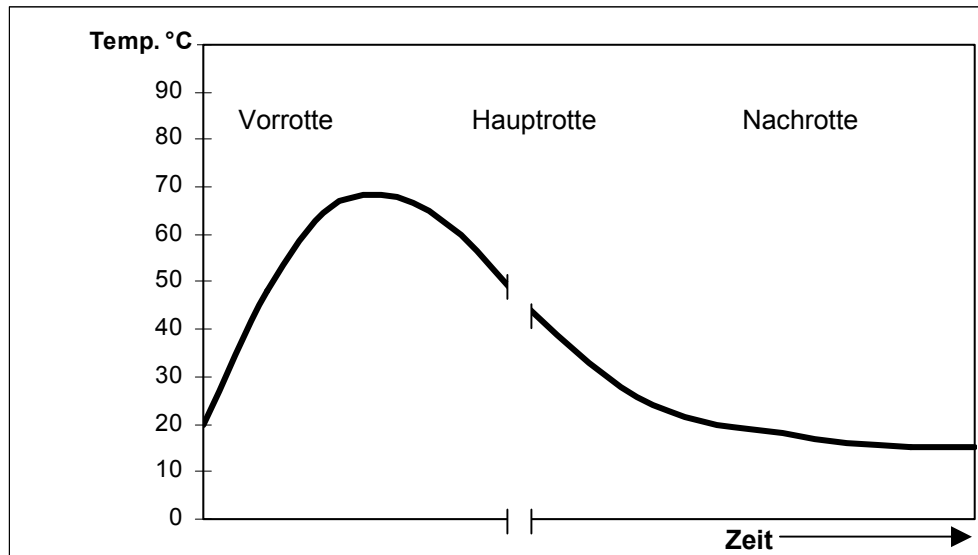


Abb. 2-1: Temperaturverlauf während der Kompostierung (nach OTTOW & BIDLINGMAIER, 1997; verändert)

Die meisten Mikroorganismen in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern sind nicht pathogen, es können aber auch humanpathogene Organismen nachgewiesen werden. So geht STRAUCH (1991) davon aus, dass alle Erreger von Infektionskrankheiten potenziell in Wirtschaftsdüngern vorhanden sein können.

Von Bedeutung sind dabei insbesondere alle Erreger, die mit Kot und anderen Körpersekreten, aber auch Haut- und Haarbestandteilen in diese Substrate gelangen können. Tabelle 2-3 gibt eine Übersicht über die wichtigsten pathogenen Organismen und ihr klinisches Erscheinungsbild.

Ging man in früheren Studien davon aus, dass virale Krankheitserreger weitgehend nur bei der Übertragung von Krankheiten innerhalb einer Spezies von Belang sind (zusammenfassend in ANONYM, 1997), nehmen in neueren Studien Kenntnisse zu, die Übertragungswege von Tier zu Mensch beschreiben (MENG, X.J. ET AL., 1998; GUO ET AL., 1999; REYNOLDS, 2001).

Viele Krankheitserreger sind außerhalb des Wirtsorganismus nur begrenzt lebensfähig, weil sie dem Entzug der Lebensgrundlage, der Schädigung durch Umwelteinflüsse (z. B. UV-Strahlung) und der Prädation durch andere Organismen

unterliegen. Sie können aber unter günstigen Umständen längere Zeiten überleben. Untersuchungen zum Auftreten von Pathogenen in Klärschlämmen weisen darauf hin, dass insbesondere Viren und Dauerformen von Parasiten, aber auch Salmonellen und Coliforme die heute üblichen Techniken zur Hygienisierung überleben können (z. B. SCHEUERMAN ET AL., 1991; GIBBS, ET AL., 1997; MOCÉ-LLIVINA ET AL., 2003; RIMHANEN-FINNE ET AL., 2004).

Tab. 2-3: Beispiele potenziell pathogener Organismen in Wirtschaftsdüngern (nach ANONYM, 1997; verändert)

Organismus	klinisches Erscheinungsbild	Charakteristika
Bakterien		
<i>Bacillus anthracis</i>	Milzbrand	gram(+), aerob, Sporenbildner
<i>Brucella spp.</i>	Brucellose, Fieber	gram(-), obligat aerob
<i>Campylobacter jejuni</i>	Durchfall, Fieber	gram(-), beigeißelt
<i>Chlamydia spp.</i>	Fieber, Entzündungen	gram(-), Zellparasit
<i>Clostridium perfringens</i>	Durchfall, Gasbrand	gram(+), anaerob, Sporenbildner
<i>Escherichia coli</i>	Durchfall, Fieber, Entzündungen	gram(-), fakultativ anaerob, beigeißelt
<i>Listeria monocytogenes</i>	Listeriose: Fieber, Entzündungen	gram(+), fakultativ anaerob, beigeißelt, ubiquitär
<i>Mycobacterium spp.</i>	Tuberkulose	gram(+), aerob
<i>Rickettsia spp.</i>	Fleckfieber, Q-Fieber	gram(+), Zellparasit
<i>Salmonella enterica</i>	Salmonellose: Durchfall, Fieber, Typhus	gram(-), fakultativ anaerob, beigeißelt
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Durchfall	gram(-), fakultativ anaerob, beigeißelt
Protozoen		
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiose: v. a. Durchfall	Sporozoe, Zysten
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis: v. a. Durchfall	Flagellat, Zysten
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose: Missbildungen, Fieber	Sporozoe, Zysten
Viren		
MKS-Virus	Maul-und-Klauen-Seuche	Picornavirus
Schweinpestvirus	Schweinepest	
Hepatitis-Viren	Hepatitis	
Rotaviren	Darminfektion	Serogruppen A-G

GIBBS ET AL. (1997) beobachteten sogar eine erneute Vermehrung von Coliformen und Salmonellen in mit stabilisiertem Klärschlamm behandelten Böden nach nahezu einem Jahr der Inaktivität.

In Anbetracht dieser Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass trotz hygienisierender Verfahren bei der Aufbereitung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern der Eintrag von pathogenen Organismen in den Boden erheblich sein kann. Unterstrichen wird diese Vermutung durch die veränderte Wirtschaftsweise der Landwirtschaft. So fand in den vergangenen 20 Jahren eine zunehmende Umstellung von Festmist- zu Flüssigmistaufstallung statt. In der entstehenden Gülle können potenziell mehr Mikroorganismen überleben, weil der selbsterhitzende Kompostierungsprozess ausbleibt (*RÜPRICH, 1994*). Die Spezialisierung viehhaltender Veredlungsbetriebe geht seit vielen Jahren mit einer zunehmenden Bestandesgröße einher und erhöht in solchen Regionen die Konzentration des Inputs auf die Fläche (*BENCKISER & SIMARMATA, 1994*). Ferner ist seit langem bekannt, dass das seuchenhygienische Risiko mit wachsender Bestandesgröße steigt (*JONES, 1980; JONES, 1982; MCGEE ET AL., 2001; FEGAN ET AL., 2004*).

Ein direkter Eintrag von Schadorganismen kann aber auch bei der traditionellen und unter neuen politischen Rahmenbedingungen zunehmenden Freilandhaltung von Nutztieren erfolgen (*HANCOCK ET AL., 1998; LEJEUNE ET AL., 2001; SMITH ET AL., 2001; RENTER ET AL., 2003*). Wichtig ist dabei zu beachten, dass Grünlandwirtschaft mit Freilandhaltung oft in Regionen mit ungünstigen Bodenverhältnissen zu finden ist, die einen ertragreichen Ackerbau nicht zulassen. Dabei können die Bodenverhältnisse teilweise auf Grund- oder Stauwassereinfluss oder hohe Sandgehalte zurückgeführt werden, die im Hinblick auf den Schadstoff- und Organismeneintrag kritisch zu bewerten sind.

Ein weiterer, in Zukunft eventuell bedeutsamer werdender Eintragspfad für Mikroorganismen in Umweltmedien bildet die Verwendung gentechnisch veränderter Organismen (GVO) in Landwirtschaft und Umwelttechnik. Dabei geht vermutlich nicht eine direkte Gesundheitsgefährdung von diesen Organismen aus, dennoch wird ein Kreislauf dieser Organismen in der menschlichen Nahrungskette auch über den Boden und das Grundwasser unerwünscht sein. Eine Risikoabschätzung setzt aber auch hier Kenntnisse über das Verhalten dieser Organismen in Umweltmedien

voraus, die bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur in geringem Umfang vorliegen (MAURHOFER ET AL., 2002).

2.2 Aktueller Trinkwasserschutz

Trinkwasser, welches für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist, unterliegt in der Bundesrepublik Deutschland der Trinkwasserverordnung (ANONYM, 2001A). 1976 in Kraft getreten, wurde sie mehrmals überarbeitet im Jahre 2001 neu verabschiedet. Sie beinhaltet alle Anforderungen und Grenzwerte, die Wasser für den menschlichen Gebrauch erfüllen muss. Ferner enthält sie Pflichten und Rechte des Wasserversorgers und der zuständigen Behörden. Im Anhang werden neben den Untersuchungsparametern und ihren jeweiligen Grenzwerten auch Angaben zu Umfang und Häufigkeit sowie den Methoden von Untersuchungen gemacht.

In §4, Abs. 1 wird definiert:

„Wasser für den menschlichen Gebrauch muss frei von Krankheitserregern, genusstauglich und rein sein“. Dies gilt als erfüllt, wenn die anerkannten Regeln der Technik erfüllt werden und das Wasser den in der Verordnung definierten Anforderungen entspricht.

Generell darf Wasser für den menschlichen Gebrauch weder chemische Stoffe noch Krankheitserreger in Konzentrationen enthalten, die „eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen“ (§§ 5 u. 6).

Während in den Folgeabsätzen auf Grenzwerte für 22 einzelne chemische Parameter im Anhang verwiesen wird, sind die hygienischen Anforderungen aufgrund des methodischen Aufwandes auf lediglich 5 Parameter begrenzt. Für spezielle Anwendungen und Herkunftsbereiche gelten weitere zwei mikrobiologische Grenzwerte (Tab. 2-4).

Bei der Trinkwasseruntersuchung wird das Wasser nicht direkt auf Krankheitserreger geprüft, vielmehr werden die in Tab. 2-4 genannten Parameter als Indikatoren für eine eventuelle Belastung mit Krankheitserregern genutzt. So dienen coliforme Bakterien, *Enterokokken* und der an sich nicht pathogene *Escherichia coli* als Anzeiger für fäkale Verunreinigungen. Fäkale Verunreinigungen sind als besonders schwerwiegend zu betrachten, da epidemische Krankheitserreger insbesondere über Fäkalien übertragen werden können.

Tab. 2-4: Mikrobiologische Anforderungen an Wasser für den menschlichen Gebrauch (nach ANONYM, 2001A)

Parameter	Untersuchungsrhythmus	Grenzwert/ Bemerkung
Koloniezahl, 22°C	Routinemäßig	100/mL am Zapfhahn, 20/mL nach Aufbereitung, unnormale Veränderungen sind mitteilungspflichtig
Koloniezahl, 36°C	Routinemäßig	100/mL, 20/mL*, sonst wie oben
Coliforme Bakterien	Routinemäßig	0/100mL, 0/250mL*
<i>Escherichia coli</i>	Routinemäßig	0/100mL, 0/250mL*
<i>Enterokokken</i>	Periodisch	0/100mL, 0/250mL*
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	routinemäßig	0/250mL*
<i>Clostridium perfringens</i>	routinemäßig (einschließlich Sporen)	0/100mL**
<i>Legionellen</i>	Periodisch	100/mL***

* nur erforderlich bei Wasser, das zur Abfüllung in Flaschen oder sonstige Behältnisse zum Zweck der Abgabe bestimmt ist

** nur erforderlich, wenn das Wasser von Oberflächenwasser stammt oder von Oberflächenwasser beeinflusst wird

*** nur erforderlich für Wasser aus zentralen Erwärmungsanlagen der Hausinstallation, aus denen Wasser für die Öffentlichkeit bereitgestellt wird

Wird ein Grenzwert der Indikatororganismen überschritten, gilt eine Belastung mit Krankheitserregern als wahrscheinlich und eine Meldung an das Gesundheitsamt muss erfolgen. Die Behörde schließlich entscheidet über weitere Maßnahmen und beschließt ggf. besondere Aufbereitungsschritte und im Gefahrenfall eine Warnung der Bevölkerung.

Das Indikator-Konzept wurde bereits Ende des 19. Jahrhunderts entwickelt, als erkannt wurde, dass Trinkwasser niemals auf alle Krankheitserreger in ihrer wachsenden Mannigfaltigkeit untersucht werden kann (LECLERC ET AL., 2001). Es wurde daher nach zuverlässigen Marker-Organismen gesucht, die eine Verunreinigung des Wassers anzuzeigen vermochten. Nachdem erkannt wurde, dass *Escherichia coli* (*E. coli*) ausschließlich im Intestinaltrakt von Menschen und warmblütigen Tieren vorkommt und einfache Nachweismethoden zur Hand waren, diente dieses Bakterium als erster Indikator für fäkale Verunreinigungen.

Seither haben sich viele Arbeiten mit der Erweiterung der Definition notwendiger Charakteristika für Indikator-Organismen beschäftigt (z. B. BERG, 1978; CABELLI, 1978; GOYAL, 1983; KÜCÜKCOLAK ET AL., 1998).

Zusammenfassend muss ein Fäkalindikator danach folgende Charakteristika aufweisen (nach LECLERC ET AL., 2001):

- auf den Intestinaltrakt begrenztes Vorkommen und Wachstum
- sichere, einfache, kostengünstige und schnelle Detektion in Proben
- weitaus zahlreicheres Vorkommen als anzuzeigende Pathogene
- höhere Resistenz gegenüber Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren
- große Persistenz in Umweltmedien und Wasser

Unabdingbar ist natürlich die enge Korrelation zwischen dem Auftreten von pathogenen Mikroorganismen und dem Indikator.

Neuere Studien kritisieren das Indikatorsystem als unzuverlässig insbesondere in Bezug auf neu entdeckte Krankheitserreger. So beschreibt beispielsweise LUND (1996) *E. coli* als geeigneten Indikator für *Campylobacter jejuni*, nicht aber für *Yersinia enterocolitica*. Auch für *Salmonella*-Arten ist die Eignung der herkömmlichen und gesetzlich festgelegten Indikatoren limitiert (RHODES & KATOR, 1988; POLO ET AL., 1998; LEMARCHAND & LEBARON, 2003; WINFIELD & GROISMAN, 2003).

Besondere Schwierigkeiten ergeben sich aus der fehlenden Korrelation zwischen dem Auftreten der Indikatorkeime und viralen oder protozoischen Krankheitserregern (BOLLER, 1998; BAGGI ET AL., 2001; STURM & BALL, 2001). Ein Nachweis dieser Mikroorganismen ist erheblich aufwendiger und es bestehen derzeit noch keine Routinemethoden für die Analytik (BOLLER, 1998; RÖDELSPERGER & ROHMANN, 1999). Eine Alternative besteht auch hier in der Bestimmung von Vergleichsorganismen, die auf das Vorhandensein solcher Krankheitserreger hinweisen können. BAGGI ET AL. (2001) fanden bei ihren Untersuchungen keine Korrelation zwischen dem Auftreten von Fäkalindikatoren und dem Auftreten von Enteroviren. Eine gute Korrelation mit Enteroviren ergab sich hingegen für Bakteriophagen, die deshalb als potenzielle Indikatororganismen vorgeschlagen werden. Diese Ergebnisse wurden in anderen Studien bestätigt (z. B. HERNANDEZ-DELGADO ET AL., 1991; JOFRE ET AL., 1995; ARAUJO ET AL., 1997).

Für parasitische Krankheitserreger wurde der Gasbranderreger *Clostridium perfringens* als Vergleichsorganismus identifiziert, dessen Dauersporen eine ähnlich hohe Resistenz gegenüber verschiedenen Aufbereitungsverfahren zeigen (CASTEEL & SOBSEY, 1999). Allerdings besteht für den Nachweis noch kein international genormtes Bestimmungsverfahren (HAMBSCH & BALDAUF, 1998; HAMBSCH, 2001).

Trotzdem wurde *Clostridium perfringens* in der neuen Auflage der TrinkwV als zusätzlicher Parameter für Trinkwasser aus Oberflächengewässern aufgenommen, um Verunreinigungen mit parasitischen Krankheitserregern anzuzeigen (ANONYM, 2001A). Die Beschränkung auf Wasser aus Oberflächengewässern trägt dem nahezu ausschließlichen Vorkommen von Cryptosporidien in Oberflächengewässern Rechnung.

Aufgrund der beschriebenen Defizite im Nachweis verschiedener Krankheitserreger, folgert SCHOENEN (1997), dass alle Oberflächen- und Grundwässer, die auch nur gelegentlich eine fäkale Kontamination aufweisen, als potenziell mit Krankheitserregern, einschließlich Parasiten, belastet angesehen werden müssen.

Als wichtigste Voraussetzung für die hygienische Unbedenklichkeit von Trinkwasser gilt ein funktionierendes Multibarrierensystem, in dem der Rohwasserschutz die höchste Priorität hat (ANONYM, 1997; EXNER, 1997; SCHOENEN, 1997; GROHMANN, 2001). Als jederzeit frei von Krankheitserregern wird lediglich gut geschütztes Grundwasser angesehen (SCHOENEN, 1997), weil hier die Passage von Boden und Grundwasserleiter die Verunreinigung mit Mikroorganismen wirksam verhindert.

Schon Anfang des 20. Jahrhunderts, als Infektionen wie Typhus, Cholera und Ruhr die Mortalität in deutschen Städten bestimmten, haben die Hygieniker Max von Pettenkofer und Robert Koch das Multibarrierenprinzip initiiert (KOCH, 1912; EXNER, 1996). Es beruht auf (nach EXNER, 1997)

- dem Schutz des Einzugsgebietes vor Einschwemmung von Krankheitserregern,
- der bevorzugten Verwendung von Grundwasser anstelle von Oberflächenwasser,
- der Aufbereitung durch verschiedene geeignete Verfahren und
- der regelmäßigen hygienischen Überwachung.

Den beiden ersten Punkten wird aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse, insbesondere zum Auftreten von Krankheitserregern mit hoher Tenazität, hoher Desinfektionsmitteltoleranz und niedriger Infektionsdosis, auch heute wieder verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt (FEUERPFIL ET AL., 1997; DUMKE & FEUERPFIL, 2001).

Da ein effektiver Rohwasserschutz offensichtlich für die hygienische Unbedenklichkeit des Trinkwassers unabdingbar ist, hat man mit dem Wasserhaushaltsgesetz (ANONYM, 2002) die rechtliche Basis geschaffen, Wasserschutzgebiete auszuweisen, deren Nutzung in unterschiedlicher Weise eingeschränkt sein kann (Abb. 2-2).

In der Regel teilt sich ein Wasserschutzgebiet in drei Zonen. Die Kernzone (Zone I) dient dem Schutz der unmittelbaren Umgebung des Brunnens und ist von jeglicher Nutzung ausgenommen, meist gilt sogar ein Betretungsverbot.

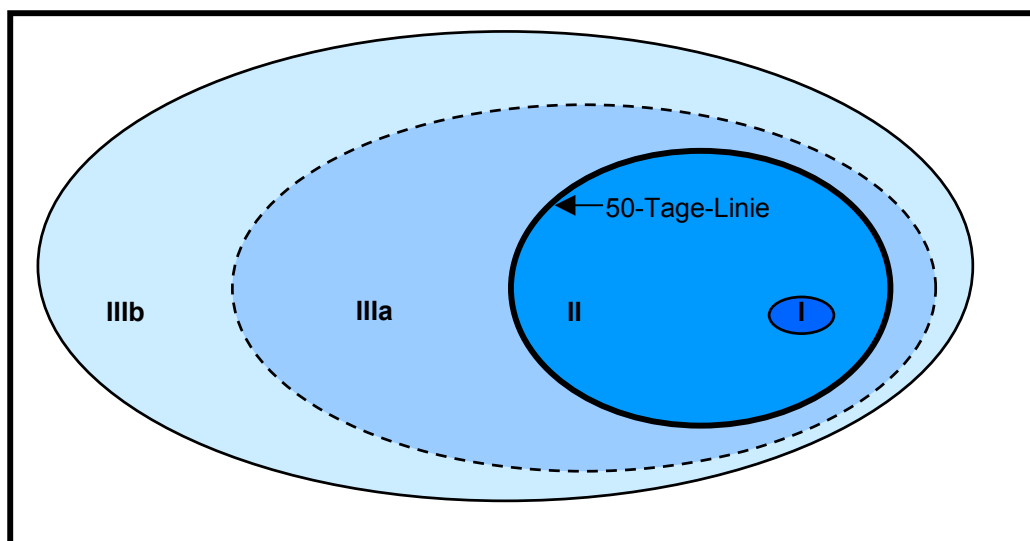


Abb. 2-2: Prinzipieller Aufbau eines Wasserschutzgebietes (ANONYM, 2002)

Die Schutzzone II (engere Schutzzone) dient dem Schutz vor mikrobiellen Belastungen und wird durch die sog. 50-Tage-Linie begrenzt, die der Strecke entspricht, die das Wasser im Aquifer in 50 Tagen bis zur Fassung im Brunnen zurücklegt. Sie beruht auf der Annahme, dass eingetragene Mikroorganismen innerhalb von 50 Tagen im Aquifer absterben und damit keine Gefahr für das Trinkwasser bilden (KNORR, 1960). In der Schutzzone II gelten in der Regel Nutzungsbeschränkungen, die z. B. das Aufbringen von Klärschlamm (ANONYM, 1992) und Kompost ganzjährig sowie das Ausbringen von flüssigen Wirtschaftsdüngern meist in den Wintermonaten untersagen. Art und Umfang der Nutzungsbeschränkungen unterliegen dabei der zuständigen Behörde auf Landes- oder Kreisebene.

Die weitere Schutzzone (Zone III) soll vor dem Eintrag persistenter Schadstoffe schützen und idealerweise das gesamte Einzugsgebiet umfassen. In dieser Zone,

die oftmals in die Unterzonen IIIa und IIIb unterteilt wird, ist der Umfang der Nutzungsbeschränkungen regional stark differenziert und reicht vom Verbot für Gefahrguttransporte bis zur Einschränkung des Dünger- und Pestizideinsatzes.

Für die Belastung durch Mikroorganismen hat aus diesen Überlegungen heraus die Schutzzone II die wichtigste Bedeutung. Allerdings wurde die Annahme, dass eingetragene Krankheitserreger innerhalb von 50 Tagen absterben, in zahlreichen Studien bis heute kontrovers diskutiert (FILIP, 1988; FILIP ET AL., 1988; COOLS ET AL., 2001; OGDEN ET AL., 2002). So beobachteten BOGOSIAN ET AL. (1996) eine mittlere Überlebensrate für *E. coli* im Boden von lediglich 3 Tagen und bestätigten damit Ergebnisse früherer Studien (z. B. EDMONDS, 1976; TEMPLE ET AL., 1980). Andererseits stellte RIEMER (1983) fest, dass ein in Leitungswasser eingebrachter *Escherichia coli* bei 15°C zwischen 154 und 287 Tagen überleben konnte. Lange Persistenzzeiten über 100 Tage wurden in Laborversuchen auch für andere, pathogene Mikroorganismen, wie *Salmonella typhimurium*, *Yersinia enterocolitica* und *Streptococcus faecalis* bestätigt (FILIP ET AL., 1983A; FILIP ET AL., 1983B; FEUERPFIL ET AL., 1997). Eine ähnlich lange Überlebensdauer wurde für Dauerformen der Parasiten *Giardia lamblia* und *Cryptosporidium parvum* in den Umweltmedien Wasser, Boden und Rinderdung beobachtet (OLSON ET AL., 1999). In neuen Studien, die auf biotechnologischen Untersuchungsmethoden beruhen, wurden selbst für verschiedene Stämme von *Escherichia coli* unterschiedliche Überlebensraten festgestellt (BOLTON ET AL., 1999; TOPP ET AL., 2003).

Im Zusammenhang mit der Überlebensdauer wird zusätzliche Kritik an der Verwendung des Fäkalindikators *E. coli* laut. In mehreren Untersuchungen wurde beispielsweise ein erheblich längeres Überleben von *Salmonella* spp. beobachtet als für *E. coli* (WINFIELD & GROISMAN, 2003). DAVIES & WRAY (1996) beobachteten die Vermehrung und das Überleben von *Salmonella* spp. im Boden über einen Zeitraum von einem Jahr, während *E. coli* innerhalb weniger Tage abstarb.

Aus diesen sehr unterschiedlichen Beobachtungen wird deutlich, dass wenige allgemeingültige Erkenntnisse über den Verbleib von Fäkalorganismen im Boden und anderen Umweltmedien vorliegen. Oft sind Untersuchungen nur schwer miteinander zu vergleichen, weil Methodik und Randbedingungen zu unterschiedlich sind. Andererseits hängt das Überleben von Mikroorganismen von einer Vielzahl von Faktoren ab (BOLTON ET AL., 1999), die in Untersuchungen nicht vollständig berücksichtigt werden können.

2.3 Grundlagen zur Wasserbewegung und zum Stofftransport im Boden

2.3.1 Wasserbewegung

Unter gesättigten Bedingungen lässt sich die laminare Wasserbewegung im Boden nach *HENRI DARCY* (1803 - 1858) beschreiben. Er stellte fest, dass die Fließrate q durch eine Säule der Länge z abhängig ist von der Potenzialdifferenz $\Delta\Psi$ über die Länge der Säule z und den hydraulischen Eigenschaften der Matrix (k) in der Säule (*DARCY, 1856 zitiert in SEIDEMANN, 1997*):

$$q = -k \frac{\partial \psi}{\partial z} \quad (2.1)$$

q	= Fließrate	$[\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}]$
k	= ungesättigte Wasserleitfähigkeit	$[\text{cm d}^{-1}]$
ψ	= hydraulisches Potenzial	$[\text{hPa}]$
z	= Länge der Säule	$[\text{cm}]$

Durch Einsetzen von Gleichung (Gl. 2.1) in die Kontinuitätsgleichung (Gl. 2.2) resultiert die Richards-Gleichung (Gl. 2.3), mit der ungesättigte instationäre Flüsse bei sich ändernden Wassergehalten über die Zeit t beschrieben werden können (*RICHARDS, 1931; SPOSITO, 1989*):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} \quad \text{Kontinuitätsgleichung} \quad (2.2)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial z} = \frac{\partial (k \partial \psi \partial z^{-1})}{\partial z} \quad \text{Richards-Gleichung} \quad (2.3)$$

θ	= volumetrischer Wassergehalt	$[\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}]$
t	= Zeit	$[\text{d}]$

Die Richards-Gleichung gilt in homogenen porösen Systemen, kann aber die Wasserbewegung im heterogenen Porenraum des Bodens nur näherungsweise erfassen. Aufgrund dieser heterogenen Porenstruktur kann es zu unterschiedlichen Flüssen kommen, die z. B. als präferentieller Fluss der Wasserbewegung in der Bodenmatrix vorseilen. Da auf diesem Wege mit dem Wasser auch andere Substanzen schnell und in große Tiefen transportiert werden können, wird dieses Phänomen zusammen mit dem Stofftransport in Kapitel 2.3.2.2 beschrieben.

Zur Herleitung und Beschreibung der allgemeinen Transportgleichung sei auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen (z. B. *FLÜHLER ET AL., 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998; HARTGE & HORN, 1999*).

2.3.2 Stofftransport

2.3.2.1 Stofftransport in homogenen porösen Medien

Oft wird mit dem Stofftransport im Boden lediglich der Transport von im Bodenwasser gelösten Stoffen bezeichnet. Der Transport von Stoffen ist aber im Boden in allen drei Phasen Boden, Wasser, Luft möglich. Darüber hinaus gibt es einen Stoffaustausch zwischen den Phasen. Die wichtigsten Mechanismen des Stofftransports im Boden sind:

- Transport gelöster Substanzen mit dem Bodenwasser
- kolloidaler oder partikulärer Transport
- diffusiver und konvektiver Transport in der Gasphase
- Massenbewegungen

Der Transport von Stoffen mit dem Bodenwasser setzt sich aus den drei Hauptmechanismen Konvektion (q_k), hydrodynamische Dispersion (q_{hD}) und molekulare Diffusion (q_{Diff}) zusammen (HILLEL, 1980; FLÜHLER ET AL., 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Die Summe der Einzelmechanismen ergibt die Gleichung für den gesamten Stofffluss q_{ges} in eindimensionaler Betrachtung (Gl. 2.4):

$$q_{ges} = q_k + q_{Diff} + q_{hD} = q_{wasser} C - D_s \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.4)$$

q_{ges}	= Stofftransport gesamt	$[g \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}]$	q_k	= konvektiver Stofftransport	$[g \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}]$
q_{Diff}	= diffusiver Stofftransport	$[g \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}]$	q_{hD}	= dispersiver Stofftransport	$[g \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}]$
q_{wasser}	= Fließrate des Wassers	$[cm^3 \text{ cm}^{-2} \text{ d}^{-1}]$	C	= Stoffkonzentration	$[g \text{ L}^{-1}]$
D_s	= scheinbarer Diffusionskoeff. $[cm^2 \text{ d}^{-1}]$		z	= Länge des Kompartiments	$[cm]$
t	= Zeit	$[d]$			

Der scheinbare Diffusionskoeffizient D_s fasst den effektiven Diffusionskoeffizienten (D_{eff}) und den Dispersionskoeffizienten (D_{hD}) zusammen, die experimentell nicht zu differenzieren sind.

Wie beim Wasserfluss wird auch beim Stofffluss die Massenerhaltung in der Kontinuitätsgleichung zugrunde gelegt (Gl. 2.5):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial q_{ges}}{\partial z} \quad (2.5)$$

Sie drückt aus, dass die Konzentrationsänderung eines Stoffes C im betrachteten Kompartiment pro Zeiteinheit t der Bilanz aus Zu- und Abflüssen in das bzw. aus dem Kompartiment entspricht.

Aus der Zusammenfassung der Kontinuitätsgleichung (Gl. 2.5) und der Gleichung für den Stofffluss (Gl. 2.4) ergibt sich bei Einbeziehung des Wassergehaltes θ ($v = q/\theta$) die einfachste Form der Konvektions-Dispersions-Gleichung (KDG) für den eindimensionalen Transport unter stationären Verhältnissen (Gl. 2.6):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} + D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (2.6)$$

Soll ein reaktiver Stoff betrachtet werden, müssen Interaktionen mit der Festsubstanz berücksichtigt werden. In die KDG geht deshalb für reaktive Stoffe der Retardationsfaktor R ein (Gl. 2.7) (FLÜHLER ET AL., 1990; HARTGE & HORN, 1999):

$$R = 1 + \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial S}{\partial C} \quad (2.7)$$

R	= Retardationsfaktor	[·]	S	= Konzentration in Festphase [g kg ⁻¹]
ρ	= Rohdichte des Bodens	[g cm ⁻³]	C	= Konzentration in Lösung [g L ⁻¹]

Echte Quellen und Senken, wie sie z.B. ein Zerfall oder ein biologischer Abbau des Stoffes darstellen, werden im dimensionslosen Faktor ω zusammengefasst.

Mit diesen beiden Faktoren erweitert sich die KDG zu (Gl. 2.8):

$$\frac{\partial C}{\partial t} R = -v \frac{\partial C}{\partial z} + D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + \omega \quad (2.8)$$

Für die ausführliche Herleitung und mathematische Diskussion der Gleichungen zum Stofftransport im Boden wird auf die Literatur verwiesen (z. B. HILLEL, 1980; BEESE, 1982; KUTÍLEK & NIELSEN, 1994; MARSHALL & HOLMES, 1996; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998; HARTGE & HORN, 1999). Eine umfassende Einführung und Herleitung aller Beziehungen geben FLÜHLER ET AL. (1990).

2.3.2.2 Präferenzieller Wasser- und Stofftransport

Mit den im vorherigen Kapitel beschriebenen bodenphysikalischen Beziehungen kann der Stofftransport in homogenen porösen Medien weitgehend befriedigend erfasst werden (*HARTGE & HORN, 1999*). Die Beschreibung von Wasser- und Stofftransporten im natürlich gelagerten Boden wird jedoch durch die heterogene Porenstruktur erschwert und ist in den meisten Fällen nur unzureichend möglich.

Zahlreiche Untersuchungen weisen auf einen der Wasserbewegung in der Matrix vorausseilenden Fluss hin, der nur einen geringen Teil des zur Verfügung stehenden Gesamtporenvolumens durchströmt (z. B. *WATSON & LUXMOORE, 1986; BOOLTINK & BOUMA, 1991; CHEN ET AL., 1999*). Dieser schnelle Fließvorgang bildet sich in Durchbruchexperimenten mit konservativen Tracern durch einen charakteristischen Kurvenverlauf mit vorausseilender Konzentrationsfront ab. Diese Front kann dabei einen eigenen ersten Konzentrationspeak ausbilden und so zu einer zwei- oder mehrgipfligen Durchbruchkurve führen (*LÜTKEMÖLLER, 1995*). Ist die erste Konzentrationsfront zeitlich nicht derartig klar vom nacheilenden Matrixfluss getrennt, zeigt sich ein asymmetrischer Kurvenverlauf. Die Asymmetrie ergibt sich aus dem nacheilenden langsamen Matrixfluss, der sich grafisch als Tailing darstellt. Die Beschreibung dieses Fließens ist mit den herkömmlichen hydrodynamischen Beziehungen nicht hinreichend möglich, weil es wenig von Kapillarkräften beeinflusst wird und in der Regel schneller als vom hydraulischen Gradienten vorgegeben stattfindet. Außerdem ist in weiten Poren eher mit turbulentem als mit laminarem Strömen zu rechnen. Diese Gründe und die unzureichende Erfassung von präferentiellem Fluss mit Bodenwassergehaltsmessungen erschweren die Vorhersage und Modellierung derartiger Transportprozesse (*GERMANN ET AL., 1984; ROTH ET AL., 1991*). In den letzten Jahren wurden bimodale Modellansätze entwickelt, die versuchen, das Phänomen schneller Flüsse zu berücksichtigen (z. B. *LARSSON, 1999; KÄTTERER ET AL., 2001*).

Die Gründe für die Entstehung von präferentiellem Fluss sind bis heute Gegenstand bodenkundlicher Forschung. Mehrere Theorien und Konzepte haben sich dazu entwickelt. Zusammenfassend sind vor allem die Niederschlagsintensität, die Infiltrationskapazität, der Bodenwassergehalt, die Hydrophobizität, die Porenstruktur und die relevanten Stoffcharakteristika als bedeutende Einflussfaktoren zur Initialisierung von präferentiellem Stofftransport zu nennen.

Es lassen sich aufgrund unterschiedlicher Entstehung im wesentlichen drei Mechanismen präferenziellen Fließens differenzieren:

1. fingering flow – Dieser sich fingerförmig ausbreitende Fluss ergibt sich durch Instabilitäten an der Nassfront. Die Instabilitäten können einerseits auf kleinräumige Unterschiede in der Hydrophobizität zurückgeführt werden (*RITSEMA & DEKKER, 1994*). Andererseits führen abrupte Texturwechsel mit feinem Material über grobkörnigem zu einer ungleichmässigen Versickerung entlang der fingerförmigen Leitungsbahnen (*RITSEMA ET AL., 1998A*). Vor der Versickerung kommt es zu kleinräumigem lateralen Fluss zu den Stellen mit erhöhter Leitfähigkeit (*BAKER & HILLEL, 1990*). Einmal auf diese Weise etablierte Fließpfade können über lange Zeit aktiv bleiben (*RITSEMA ET AL., 1998B*).
2. funneling flow – An geneigten Einlagerungen oder Verdichtungen in sonst recht homogenen Böden kommt es zu einem Sprung in der Porengrößenverteilung und damit in der Wasserleitfähigkeit. In groben Materialien kann die Leitfähigkeit aufgrund luftführender großer Poren stark herabgesetzt sein. Bei Verdichtungen ist in der Regel die Zerstörung der mittelgroßen Poren dafür verantwortlich. In beiden Fällen bildet sich eine kapillare Sperre aus, die dazu führt, dass Wasser über diesen Grenzflächen präferentiell abfließt (*KUNG, 1993*).
3. Makroporenfluss – Der präferentielle Fluss in „großen“ Poren wurde schon in historischen Studien beschrieben (z. B. *SCHUMACHER, 1864, ZITIERT IN BEVEN & GERMANN, 1982*) und ist bis heute Gegenstand der Diskussion. Zur Definition von Makroporen existieren unterschiedliche Ansätze, die genetische, morphologische oder funktionelle Eigenschaften zur Differenzierung heranziehen. Nach ihrer Genese unterscheiden *BEVEN & GERMANN (1982)* biogene und geogene Makroporen. Dabei scheint die Bezeichnung „geogen“ kritikwürdig, da hiermit Poren, Risse und Kanäle beschrieben werden, die eher aus pedogenen Prozessen, wie Quellung und Schrumpfung, Kryoturbation, Verwitterung, hervorgehen, denn aus geogenen. Nach dem (Äquivalent-) Durchmesser werden morphologisch Mikro- (< 10 µm), Meso- (10-1000 µm) und Makroporen (> 1000 µm) differenziert (*LUXMOORE, 1981*). Nach der Funktion definieren verschiedene Autoren Makroporen als Poren, in denen die

Wasserbewegung überwiegend oder ausschließlich vom Gravitationspotenzial beeinflusst wird und das Matrixpotenzial in den Hintergrund tritt (*BEVEN & GERMANN, 1982; ADERHOLD & NORDMEYER, 1993*).

Gemeinsam ist allen Ansätzen die Erkenntnis, dass präferenzieller Fluss von der Infiltrationskapazität und dem Wassergehalt des Bodens abhängt. So beobachtete *BOUMA (1981)* bei Infiltrationsversuchen, dass präferentieller Fluss immer dann auftrat, wenn die Infiltrationskapazität des Bodens überschritten wurde. Das Wasser, welches nicht mehr von der Matrix aufgenommen werden konnte, trat dann in große, oberflächlich offene Poren über und bewegte sich in diesen an der Matrix vorbei („bypass flow“). In nahezu wassergesättigten Böden wurde bei anhaltender Wasserzufuhr hingegen die Feldkapazität überschritten und es kam zum Übertritt von Wasser aus der Matrix in noch luftführende Makroporen („preferential flow“).

Aufgrund der aufgeführten und weiterer Studien muss davon ausgegangen werden, dass präferenzielles Fließen in natürlich gelagerten Böden ein allgegenwärtiger und unter Umständen der vorherrschende Transportprozess ist. Einhergehend mit der präferenziellen Wasserbewegung kommt es zur schnellen Stoffverlagerung in große Bodentiefen. In zahlreichen Verlagerungsstudien wurde beobachtet, dass ein großer Anteil der applizierten Substanzen mit dem präferentiellen Fluss durch einen geringen Anteil des Porenvolumens transportiert wurde (z. B. *WATSON & LUXMOORE, 1986; QUISENBERRY ET AL., 1994; AHUJA ET AL., 1998; SCHOEN ET AL., 1999*). Es kommt zu einem schnelleren Transport, bei dem die Kontaktzeit und die Kontaktfläche der transportierten Substanzen mit der Bodenmatrix durch die Umgehung („bypass“) eines großen Teils des Bodenvolumens verringert wird. Damit wird die natürliche Filterfunktion des Bodens herabgesetzt, wodurch Substanzen in gelöster oder kolloidaler Form in tiefe Bodenschichten verlagert werden können und eine potenzielle Gefahr für das Grundwasser darstellen.

Auf der anderen Seite muss betrachtet werden, dass Substanzen, die bei eher langsamen Diffusions- und Dispersionsprozessen in die Matrix bzw. in die quasi immobilen Bodenwasserbereiche gelangt sind, praktisch von der präferentiellen Verlagerung ausgeschlossen sind (*SHIPITALO ET AL., 1990; HUBBARD & SHERIDAN,*

1994; GOLABI ET AL., 1995). Dadurch wird die Auswaschung dieser Substanzen verlangsamt oder gar verhindert (CHEN ET AL., 1999).

Wichtig bei der Abschätzung des Einflusses von Makroporen auf den Stofftransport ist neben deren Anzahl vor allem deren Kontinuität (BOOLTINK & BOUMA, 1991). Entscheidend ist dabei sowohl die Kontinuität in die Tiefe als auch der Kontakt zur Bodenoberfläche. ALAIRE-LEUNG ET AL. (2000) stellten dazu fest, dass der Durchbruch von eingebrachten Tracern in einer Säule mit künstlichen Makroporen erheblich beschleunigt ist, wenn die Makropore nach oben hin offen ist. Bei durchgängigen, also oben und unten geöffneten Poren konnte sogar ein bis zu 100-fach schnellerer Durchbruch beobachtet werden, als bei einer Vergleichsvariante ohne Makroporen. Endet eine Pore blind, findet eine Versickerung des transportierten Wassers in die Matrix statt. VAN STIPHOUT ET AL. (1987) sprachen in diesem Zusammenhang von „internal catchments“.

Makroporen können aus pedogenen und biogenen Prozessen hervorgehen. Besondere Bedeutung bei den biogenen Prozessen hat in der Bodenfauna der Regenwurm *Lumbricus terrestris*. Die zum Teil über 5 mm weiten Grabröhren dieses Oberflächenernährers sind meist zur Bodenoberfläche hin offen und zeigen eine besonders hohe Kontinuität bis in große Tiefen. Ferner wird die innere Wand der so gebildeten Makroporen mit Schleimsekreten dauerhaft verfestigt und bekommt hydrophobe Eigenschaften. Diese Poren können schon bei geringen Infiltrationsraten als vertikale Leitungsbahnen wirksam werden, deren Funktionalität über Jahre erhalten bleiben kann (GJETTERMANN ET AL., 1997). HAGEDORN & BUNDT (2002) postulieren nach der Untersuchung von Radionukliden an der inneren Wand solcher Poren, dass sie sogar Jahrzehnte überdauern können.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass präferentielle Wasserbewegungen und damit verbundener Stofftransport allgegenwärtige Prozesse sind, die insbesondere in Verlagerungsstudien berücksichtigt werden müssen. Sie können für einen schnellen und tiefen Transport gelöster und kolloidaler Substanzen verantwortlich sein, die so eine potenzielle Gefahr für das Grundwasser darstellen. Die entscheidenden Faktoren zur Initialisierung und zur Abschätzung der Bedeutung präferenziellen Fließens sind die Niederschlagsmenge und -intensität und zentrale

Bodeneigenschaften, wie Infiltrationskapazität, Gefüge, Porenstruktur, -größe und -kontinuität.

Auf Ackerstandorten hat die Bodenbearbeitung massiven Einfluss auf diese Bodeneigenschaften. Dabei beeinflussen verschieden intensive Bodenbearbeitungsverfahren zunächst die Bodenstruktur, also das Gefüge und damit verbunden die Porenstruktur (*DEXTER, 1997*). Darüber hinaus werden aber auch viele andere Eigenschaften, wie Bodenleben oder Gehalt und Verteilung organischer Substanz maßgeblich verändert. Direkt oder indirekt hat die Intensität der Bodenbearbeitung so erheblichen Einfluss auf das Transportgeschehen im Boden.

Zu den unterschiedlichen Auswirkungen konventionell wendender Pflugbearbeitung und konservierender Bodenbearbeitungsverfahren bzw. Direktsaatverfahren liegen zahlreiche Veröffentlichungen vor. An dieser Stelle sollen deshalb nur die wesentlichen Einflüsse auf die zentralen Bodeneigenschaften beschrieben werden. Einen guten zusammenfassenden Überblick geben beispielsweise *FREDE & GÄTH (1993)*, *BEISECKER (1994)*, *FREDE ET AL. (1994)*, *HARRACH & RICHTER (1994)*, *TEBRÜGGE & DREIER (1994)*, *DÜRING (1996)*, *FREDE & DABBERT (1999)*.

Das Direktsaatverfahren (no-tillage) zeichnet sich gegenüber der konventionellen lockernden und wendenden Pflugbearbeitung (conventional tillage) durch den vollständigen Verzicht einer Bearbeitung aus. Es werden lediglich Säschnitte zum Einbringen des Saatguts in die Bodenoberfläche geschnitten. Dazwischen existieren vielfältige Abstufungen der Eingriffsintensität, die generell mit den Begriffen reduzierte oder konservierende Bodenbearbeitung (conservation tillage) bezeichnet werden.

Der Verzicht auf die wiederkehrende Wendung des Bodens bedingt eine Erhöhung der Lagerungsdichte und führt so zu einer Reduzierung des Gesamtporenvolumens (*VAZQUEZ ET AL., 1991*; *CARVALHO & BASCH, 1995*). Meist kommt es zu einer Umverteilung in der Porengrößenverteilung zugunsten der Fein- und Mittelporen (*HARRACH & RICHTER, 1994*; *BEISECKER, 1994*; *AZOOZ ET AL., 1996*). Durch die Veränderungen in der Porenstruktur ergibt sich eine Differenzierung des Wasserhaushalts. So werden generell höhere Wassergehalte in Direktsaatböden beobachtet (*HUBBARD & SHERIDAN, 1994*, *AHUJA ET AL., 1998*), die meist zu einer

langsameren Erwärmung dieser Böden im Frühjahr und einem insgesamt ausgeglichenen Temperaturhaushalt führen (FREDE & GÄTH, 1993; FREDE & DABBERT, 1999).

Außerdem kann die Wasserleitfähigkeit durch den gegenüber einem gepflügten Boden geringeren Anteil an Grobporen verringert sein (AZOOZ ET AL., 1996; AHUJA ET AL., 1998). Allerdings werden die künstlichen Grobporen bei Unterlassen der Bodenbearbeitung zunehmend durch biogene Poren ersetzt, die meist eine höhere Kontinuität auch über die Oberkrume hinaus aufweisen. Bei oberflächlicher Öffnung wird dadurch die Infiltrationsrate erhöht (EDWARDS ET AL., 1988; SHIPITALO ET AL., 1994; FREDE & DABBERT, 1999).

Durch die unterlassene Einarbeitung von Ernterückständen bildet sich eine schützende Mulchdecke auf der Bodenoberfläche, die die Verschlammungsneigung und damit den Oberflächenabfluss und einhergehende Erosion verringert. Es reichert sich organische Substanz in den oberen Bodenzentimetern an (ANANYEVA ET AL., 1999; ALVAREZ & ALVAREZ, 2000), was zusammen mit der fehlenden Störung der Bodenruhe eine Erhöhung der biologischen Aktivität zur Folge hat (KANDELER ET AL., 1999; BALOTA ET AL., 2003). Die größere mikrobielle Aktivität und Diversität steigern Wechselwirkung und Konkurrenz zwischen autochthoner Bodenflora und eingebrachten Fremdkeimen. Insbesondere Meso- und Megafauna sind auf die Bodenruhe angewiesen (FRIEBE & HENKE, 1992). Verschiedene Autoren beobachteten deutlich höhere Regenwurmdichten in Direktsaatböden (FRIEBE & HENKE, 1992; DOUBE ET AL., 1994; TEBRÜGGE & WAGNER, 1995), die durch ein enges Netz an Röhren mit hoher Kontinuität und Ausprägung bis zur Bodenoberfläche erheblichen Einfluss auf den Wasserhaushalt und das Transportgeschehen in diesen Böden hatten (EDWARDS ET AL., 1990; EDWARDS ET AL., 1993).

Die organische Substanz – als Mulch oder Humus – stellt ferner eine Senke für eingebrachte Substanzen dar, die hier adsorbiert aber auch vollständig abgebaut werden können (z. B. SIGUA ET AL., 1993; DÜRING, 1996; DÜRING ET AL., 2002). Dadurch kann der Austrag und die Verlagerung von Stoffen in tiefere Bodenzonen verringert sein.

Anhand dieser Tatsachen zeigt sich also, dass die Bodennutzung und –bearbeitung großen Einfluss auf die für den Stofftransport zentralen Bodeneigenschaften Gefüge, Porengrößenverteilung, Porenkontinuität und organische Substanz hat. Um diesem

Einfluss Rechnung zu tragen, wurden in den hier durchgeführten Infiltrationsversuchen verschieden genutzte Böden unter differenzierter Bearbeitung untersucht.

2.4 Kolloid- und Bakterientransport in Böden

Der Transport von Krankheitserregern im Boden bzw. im Grundwasser hat bereits im Ausgang des 19. Jahrhunderts die Aufmerksamkeit der Wissenschaft auf sich gezogen. Zahlreiche Studien zum Transportverhalten gehen auf den Verdacht und die spätere Erkenntnis zurück, dass verschiedene Krankheiten und Epidemien durch Erreger ausgelöst wurden, die mit dem Trinkwasser verbreitet wurden. Der Durchbruch gelang 1876 Robert Koch, der den Erreger der Cholera entdeckte und seine Verbreitung mit dem Trinkwasser assoziierte. Es konnte belegt werden, dass die Kontamination von Brunnen mit nahegelegenen Fäkalsickergruben in Verbindung stand und dass offensichtlich ein Transport der Bakterien von der Grube zum Brunnen durch den Boden stattgefunden haben muss.

Dieser Erkenntnis folgten erhebliche Anstrengungen, die Hygiene des Trinkwassers zu verbessern. Ein erster Schritt war dabei auch die Nutzung des Bodens als natürlicher Filter, indem Wasser aus tieferen, unbeeinflussten Brunnen gefördert oder eine künstliche Oberflächen- oder Uferfiltration durchgeführt wurde (*SEIDEMANN, 1997*).

In der heutigen Betrachtung stehen neben bakteriellen Krankheitserregern vor allem Viren und Parasiten im Vordergrund (z. B. *YATES & OUYANG, 1992; NICOSIA ET AL., 2001; BOMO ET AL., 2004*).

Zunehmende Aufmerksamkeit gewinnt der Partikel unterstützte Stofftransport, der als bisher weitgehend vernachlässigte Möglichkeit der Schadstoffverlagerung gilt (*DUNNIVANT ET AL., 1992; FORD & MITCHELL, 1992; MCGECHAN & LEWIS, 2002; BURKHARDT, 2003*).

2.4.1 Definition und physikochemische Eigenschaften von Kolloiden, Biokolloiden und Mikrosphären

Natürliche Kolloide umfassen sowohl mineralische und organische Partikel als auch Biokolloide. Eine einheitliche Definition des Begriffes „Kolloid“ liegt in diesem Zusammenhang nicht vor. Auf theoretischer Ebene spricht *EVERETT (1992)* bei kolloidalen Systemen von einem „Zwischenstadium der Materie, das zwischen der

makroskopischen Volumenphase und molekular-dispersen Systemen liegt“. Eine Komponente ist dabei in einer anderen fein dispergiert, der Grad der Feinverteilung ist jedoch geringer als bei der molekularen Dispersion (Lösung). Solche Systeme bestehen aus einer dispersen Phase, die gleichmäßig in einem Dispersionsmittel verteilt ist.

Die praktisch gebräuchliche Begriffsabgrenzung von „Kolloiden“ basiert auf der Definition von Größenordnungen, die sich vom Nanometerbereich bis zu mehreren Mikrometern erstrecken. *ATTEIA & KOZEL (1997)* betrachten zum Beispiel Teilchen unter 4 μm als Kolloide, die im Boden durch Tonminerale dominiert werden. Einen weiten Größenbereich betrachten andere Autoren, die Kolloide als Teilchen unter 10 μm definieren (*MCCARTHY & ZACHARA, 1989; DEJONGE ET AL., 1998*). *KRETSCHMAR ET AL. (1999)* legten in ihren Untersuchungen eine mittlere Kolloidgröße von 0,2 μm fest und nennen in früheren Arbeiten einen Größenbereich zwischen 1 nm bis 1 μm (*KRETSCHMAR & STICHER, 1998*), der von anderen Autoren aufgegriffen wurde (*LAEGDSMAND ET AL., 1999*). Funktionale Betrachtungen legen *EVERETT (1992)* und *NIEHREN (1998)* zugrunde, die vor allem auf Oberflächen- und Grenzflächeneigenschaften verweisen. Kolloide werden hier als mikroheterogene Systeme beschrieben, deren Heterogenität durch Kantenlängen zwischen 1-1000 nm charakterisiert ist. Wegen dieser geringen Größenordnung ist das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen so groß, dass Oberflächeneffekte auftreten, die u. U. die Festkörpereigenschaften in den Hintergrund stellen (*EVERETT, 1992*). *NIEHREN (1998)* macht seine Definition vor allem an physikalischen Effekten fest, deren Auftreten an das Vorhandensein mindestens einer Dimension unter 1 μm gekoppelt ist.

Festzuhalten bleibt bei allen Betrachtungen, dass sich Kolloide im unteren Größenbereich den Molekülen annähern und im oberen Größenbereich suspendierten Feststoffen (Partikel i. e. S.) nahe kommen. Der Übergang kann nicht exakt definiert werden und ist substanzabhängig fließend (Abb. 2-3).

Synthetische Kolloide, wie die eingesetzten Mikrosphären, liegen im Größenbereich der Kolloide und können daher prinzipiell als Substitute eingesetzt werden.

Nachdem keine einheitliche Begrifflichkeit vorliegt, werden in dieser Arbeit die Begriffe Kolloide, Partikel und Teilchen synonym verwendet.

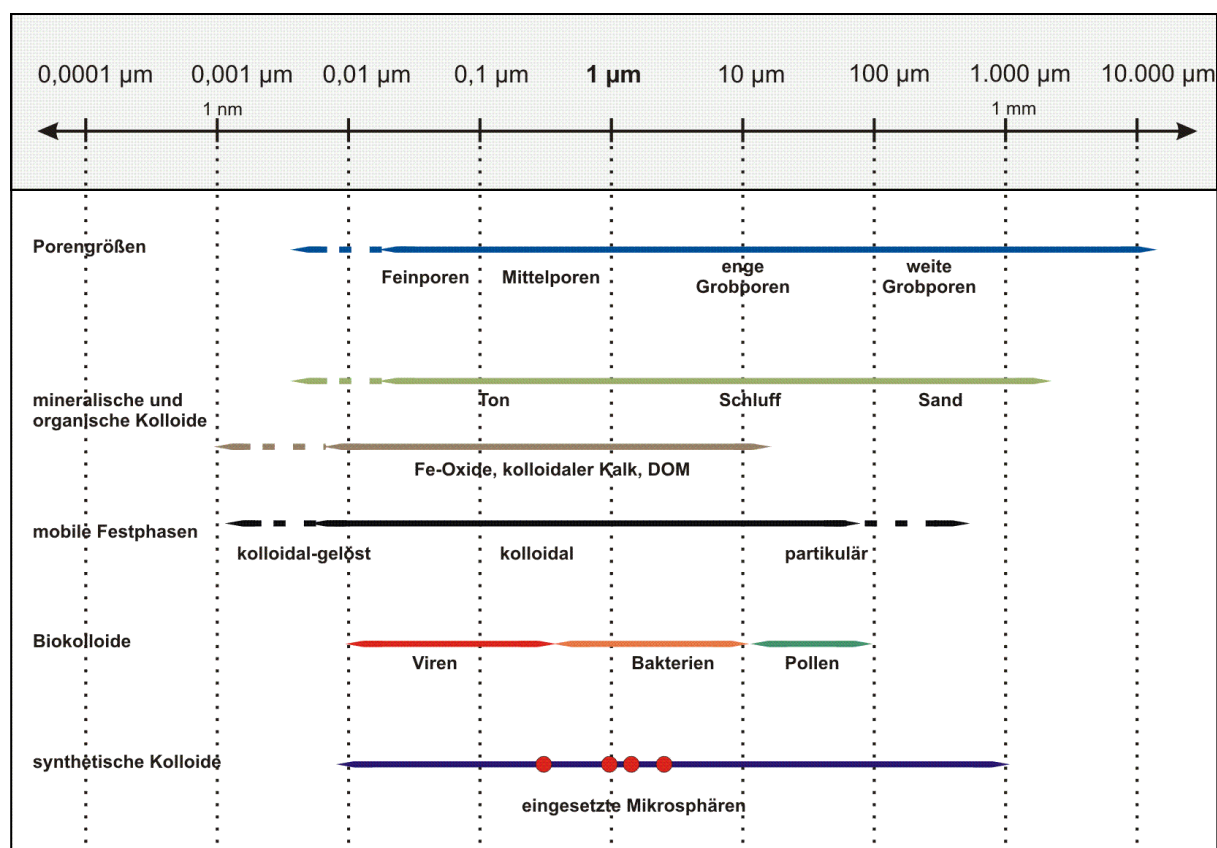


Abb. 2-3: Logarithmische Darstellung der Größenordnungen unterschiedlicher Kolloide (nach BURKHARDT, 2003; verändert)

Nach der Art der Kolloide unterscheidet man prinzipiell zwischen abiotischen und biotischen Kolloiden (Biokolloide).

Als abiotische Partikel werden zum Beispiel Bodenteilchen bezeichnet, die sich aus dem festen Aggregatverbund lösen und einzeln oder in Miniaggregaten vorliegen. In dieser Form können sie mit dem Bodenwasser in die Tiefe transportiert werden. Dieser Transport findet abhängig von der Größe der Teilchen vorherrschend auf primären Fließpfaden statt, die eine schnelle Verlagerung begünstigen (JARDINE ET AL., 1989). Durch chemische Interaktion an der aktiven Oberfläche der Kolloide oder Maskierung in Kleinaggregaten können unterschiedliche Stoffe zusammen mit diesen Kolloiden verlagert werden und stellen so eine potenzielle Gefahr für das Grundwasser dar (MCGECHAN & LEWIS, 2002).

Als biotische Teilchen oder Biokolloide bezeichnet man Viren, Bakterien, Parasiten, Algen und andere Organismen, die in einem Größenbereich von Nanometern bis zu mehreren Mikrometern zu finden sind (SEIDEMANN, 1997; DENOVIO ET AL., 2004). Sie nehmen in der Betrachtung kolloidaler Prozesse eine Sonderstellung ein, weil einige physikalische und physikochemische Eigenschaften abiotischer Partikel nicht ohne

weiteres übertragbar sind. Diese „lebenden“ Kolloide unterliegen Wachstums- und Absterbeprozessen, die z. B. mit aktiver Veränderung der (bio-)chemischen Eigenschaften des Umfeldes durch Nahrungsaufnahme und mit Größenveränderungen einhergehen. Umgekehrt reagieren die Organismen in verschiedener Weise auf Veränderungen ihres Mikroumfeldes (*PACKER & ARMITAGE, 2000*). Die Verlagerung betreffend ist unter diesen Reaktionen die Chemotaxis, also die Eigenbeweglichkeit von Mikroorganismen entlang eines chemisch-physikalischen Gradienten, von Bedeutung (*PANDEY & JAIN, 2002*). Die Distanzen, die vor allem begeißelte Bakterien dabei zurücklegen können, werden in der Literatur zwischen wenigen Mikrometern bis zu mehreren Zentimetern pro Stunde angegeben (*MAEDA ET AL., 1976; RIEMER, 1983*). Unter diesem Effekt kann es also zu einer Beeinflussung der passiven Verlagerung mit dem Wasser im Boden kommen (*TURNBULL ET AL., 2001*). Wichtig zu beachten sind hier auch Eigenbewegungen hin zu Nischen mit immobilem Wasser, die über bessere Nährstoffverhältnisse verfügen können.

In der Regel überwiegt aber bei beiden Kolloidarten in der Gesamtbetrachtung des Transports die passive „Verschleppung“ mit dem Bodenwasser. Diese findet vorherrschend in weiten Poren statt, da in der Matrix Filtrationsprozesse wirksam werden. Zusätzlich können Kolloide Aggregate bilden, die ihren Gesamtdurchmesser erhöhen und die möglichen Transportwege einschränken.

2.4.2 Transport von Kolloiden im Boden

Das Transportverhalten der Kolloide ist neben ihrer Größe von zahlreichen Randbedingungen abhängig, wobei die Oberflächeneigenschaften der Kolloide größte Bedeutung haben. So werden negativ geladene Partikel, vergleichbar mit Anionen, von den meist negativen Oberflächenladungen der Bodenaustauscher abgestoßen und deshalb besser transportiert als positiv geladene oder neutrale Partikel (*MCCARTHY & ZACHARA, 1989; ABDEL-FATTAH & EL-GENK, 1998*).

Die Ladung der Oberfläche ergibt sich durch die spezifische Adsorption von Ionen aus der Suspension oder der Abdissoziation ionogener Gruppen (*EVERETT, 1992*). Außerdem kann eine eigene negative Oberflächenladung, wie etwa bei Tonmineralen (isomorpher aber nicht isoelektrischer Ersatz mehrwertiger Kationen in den Mineralschichten), oder aber eine gezielte Funktionalisierung, wie bei den Mikrosphären vorliegen.

In der Regel baut sich um ein Kolloid eine Ladungsdoppelschicht auf, die aus einer fest adsorbierten Sternschicht und einer diffusen Schicht besteht (Abb. 2-4).

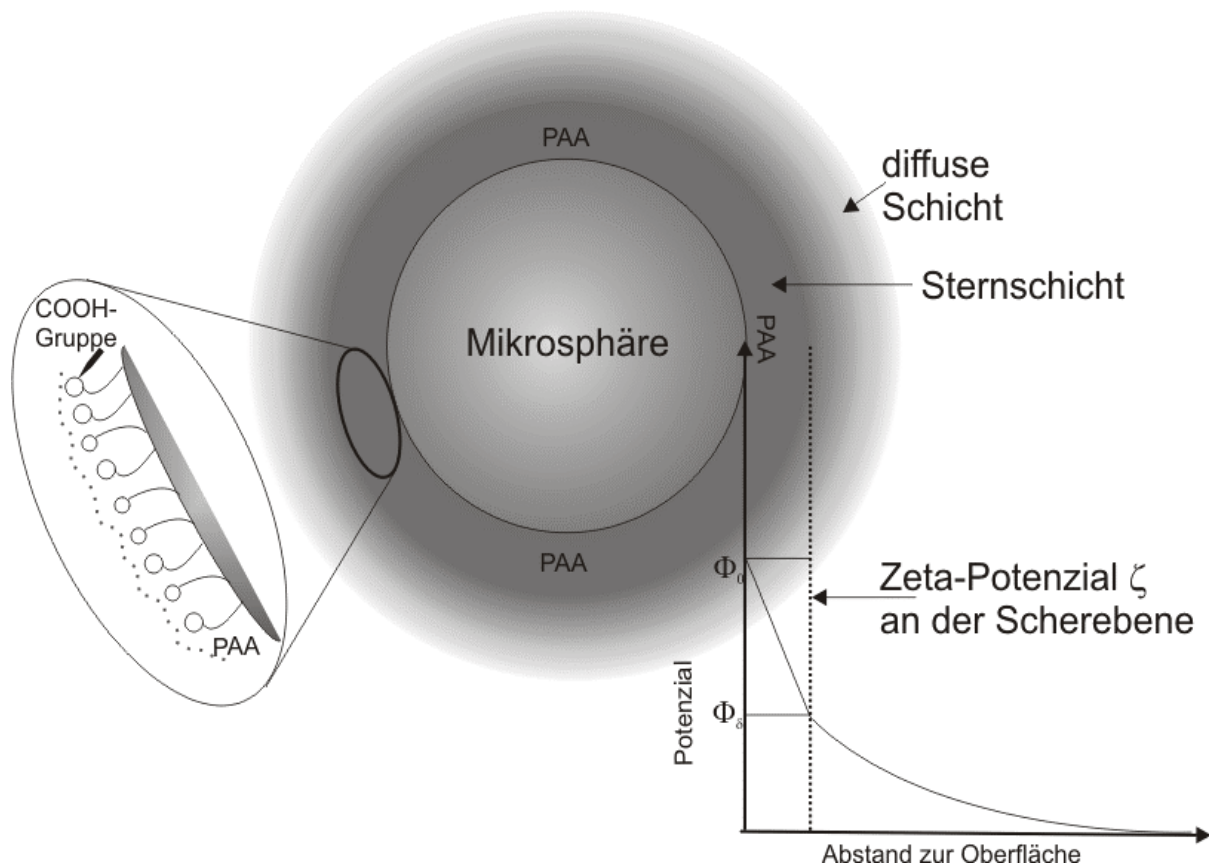


Abb. 2-4: Schematischer Aufbau der elektrochemischen Doppelschicht am Kolloid. Abnahme des Potentials von der Festkörperoberfläche nach außen (nach BURKHARDT, 2003; verändert; PAA = Polyacrylicacid)

Von der Partikeloberfläche nach außen bildet sich ein abnehmender Potenzialgradient, der in der Sternschicht zunächst linear, bei Übergang in die diffuse Schicht jedoch exponentiell verläuft (EVERETT, 1992). Eine wichtige Kenngröße für die Oberflächenladung bildet das Zeta-Potenzial ζ [mV], das dem Ladungspotenzial an exakt diesem Übergang vom linearen zum exponentiellen Verlauf des Potenzialgefälles entspricht, also das Potenzial an der Scherebene zwischen spezifisch adsorbierter Sternschicht und diffuser Schicht beschreibt (EVERETT, 1992; KRETSCHMAR ET AL., 1999). Es gibt das wirksame Gesamtpotenzial eines kolloidalen Teilchens an, das für seine elektrokinetische Erscheinung verantwortlich ist.

Bei den in den Experimenten eingesetzten Mikrosphären besteht die fest absorbierte Sternschicht aus Polyacrylsäure-Ketten (PAA), deren Ende eine Carboxyl-Gruppe (COOH) bildet (Abb. 2-4).

Direkten Einfluss auf die Oberflächenladung haben die chemischen Eigenschaften des umgebenden Mediums. Hier sind vor allem der pH-Wert und die Ionenstärke und –art von entscheidender Bedeutung für die Affinität von Substanzen zu Kolloiden und deren Bindungscharakteristik (LITTON & OLSEN, 1993; BAI ET AL., 1997; SAIERS & LENHART, 2003). Bei starkem Kationenbesatz können zum Beispiel negative Oberflächenladungen an Kolloiden teilweise oder gänzlich abgeschirmt werden. Ob eine solche Grenzflächenreaktion reversibel ist, hängt von der Art der Bindung ab, die selten kovalenter, sondern vielmehr elektrostatischer Natur ist oder über van der Waals-Kräfte wirkt (ADAMCZYCK & WARSZYNSKI, 1996). Werden an die nettonegativ geladene Oberfläche zunehmend Kationen über diese Kräfte angelagert, kann sich die Gesamtladung des Kolloids so verändern, dass ein nettonegativ geladenes Teilchen über die angelagerte positive Ladung eine Affinität zu negativ geladenen Oberflächen ausbildet. Der Effekt der Ionenstärke wird mit der sogenannten DLVO Theorie (benannt nach den Entwicklern DERJGUIN, LANDAU, VERWEY und OVERBEEK) beschrieben (VIGEANT ET AL., 2002).

Biotische Partikel zeigen mannigfaltige spezifische Interaktionen mit der Bodenmatrix. Bestimmend für diese Prozesse sind wie bei den abiotischen Kolloiden Beschaffenheit und Ladung der reaktiven Oberflächen sowie Eigenschaften des umgebenden Fluids und der umgebenden festen Matrix. Als wichtiger Einflussfaktor wird der pH-Wert des Fluids genannt (RITTMANN & MCCARTY, 1980A; TAYLOR ET AL., 1981; KEMP ET AL., 1992). RITTMANN & MCCARTY (1980B) berichten im Zusammenhang mit der Bildung von Biofilmen von einer Adhesion der Bakterien im pH-Bereich zwischen 5 und 7, während bei pH-Werten > 8 Desorptionsprozesse vorherrschen. Dabei scheint der Effekt des pH-Wertes in enger Beziehung zu den elektrochemischen Oberflächeneigenschaften zu stehen (TAYLOR ET AL., 1981; DROZD & SCHWARTZBROD, 1996) und ist mitbeteiligt an der Ausbildung von Oberflächenladungen (EVERETT, 1992).

In diesem Zusammenhang ist auch die Ionenstärke des umgebenden Fluids von Bedeutung.

Großen Einfluss haben die meist hydrophoben Eigenschaften biologischer Kolloide, die sich aus dem Aufbau der Zellwand aus Lipiddoppelschichten ergeben (Abb. 2-5) (DAHLBÄCK ET AL., 1981; SCHLEGEL, 1992; HUYSMAN & VERSTRAETE, 1993A UND B; POWELSON & MILLS, 1996; WILLIAMS & FLETCHER, 1996). Sie werden u. a. verantwortlich gemacht für die Affinität von Mikroorganismen zu Wasser-Luft-Grenzflächen, die in Adsorptions- und Transportversuchen beobachtet wurde (STENSTRÖM, 1989; WAN ET AL., 1994; ABDEL-FATTAH & EL-GENK, 1998; SCHÄFER ET AL., 1998). Diese Tatsache weist darauf hin, dass der Transport von Mikroorganismen in ungesättigten porösen Medien grundsätzlich anderen Bedingungen und Prozessen unterliegt als der Transport unter gesättigten Bedingungen.

Die Hydrophobie ist weiterhin Grund für mögliche Anlagerungen an die organische Bodensubstanz und an organische Stoffe, die dem Boden zugeführt werden. Dabei kann die Anlagerung sowohl zu einer schnelleren als auch zu einer verlangsamten Verlagerung beitragen oder sie gänzlich verhindern.

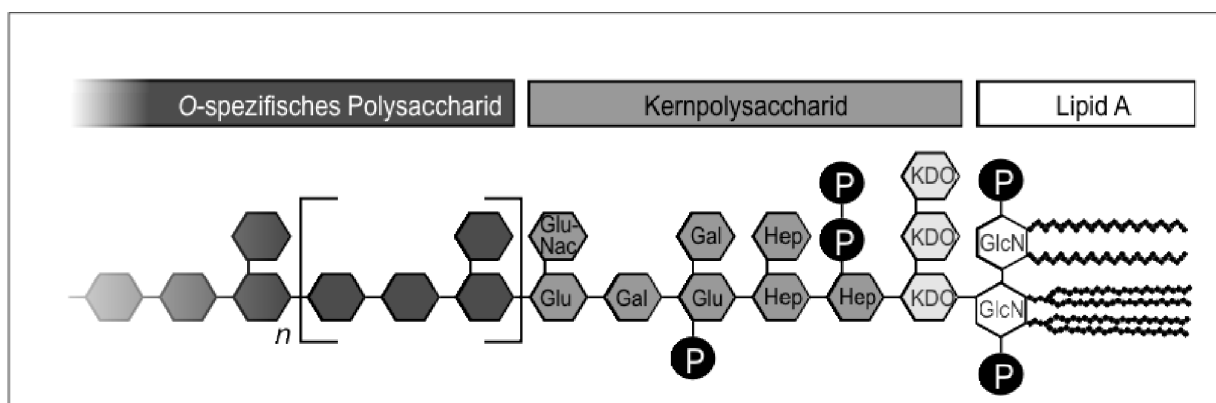


Abb. 2-5: Schematische Darstellung der Lipopolysaccharid-Doppelschicht gramnegativer Bakterien (MADIGAN ET AL., 2002; verändert)

Zusätzlich verfügen viele Bakterien über eine negative Oberflächenladung (HARDEN & HARRIS, 1953; VAN SCHIE & FLETCHER, 1999), die zu ähnlichen Effekten führt, wie oben bereits für die abiotischen Partikel beschrieben. Insbesondere die Abstoßung von gleichsinnig geladenen Mineraloberflächen erleichtert den Transport im Boden. Eine Anlagerung kann reversibel oder irreversibel an positiv geladene Metalloxide und ähnliche Anionenaustauscher erfolgen (RYAN ET AL., 1999; VAN SCHIE & FLETCHER, 1999; BOLSTER ET AL., 2001; VIGEANT ET AL., 2002).

2.4.3 Filtrationsmechanismen

Bei dem Transport von Kolloiden durch ein poröses Medium wie dem Boden wirken verschiedene Filtrationsmechanismen dem Transport entgegen. Generell ist die Partikelpassage nur dann möglich, wenn die engste Stelle der Pore für den Partikel passierbar ist. Da zwar die Porengeometrie einzelner Poren mit komplizierten Methoden bestimmt werden kann, dies aber nicht nur sehr aufwendig ist, sondern auch nur einen winzigen Ausschnitt des Porensystems repräsentiert, wurde die Größe des hydraulisch äquivalenten Porendurchmessers d_H etabliert. Da dieser maßgeblich von der Korngrößenverteilung abhängt, kann man für weitere Betrachtungen vereinfachend auf den mittleren Korndurchmesser d_m zurückgreifen, dessen Verhältnis zum mittleren Durchmesser der transportierten Partikel d_p eine Aussage über die Wirksamkeit verschiedener Filtrationsmechanismen zulässt (SAKTHIVADIVEL, 1969, ZITIERT IN SEIDEMANN, 1997; O'MELIA, 1985).

Die Filtrationsmechanismen können grob in die Oberflächenfiltration und die Matrixfiltration unterschieden werden. Die Oberflächenfiltration wird von der Porengeometrie und der Größe der suspendierten Partikel bestimmt. Andere Effekte haben hier keinen Einfluss. Selbst die größten Poren sind zu eng, um ein Eindringen der suspendierten Partikel in das poröse System zu erlauben. Auf diese Weise bildet sich nach SAKTHIVADIVEL (1969, ZITIERT IN SEIDEMANN, 1997) bei einem Verhältnis von $d_m/d_p \leq 10$ ein Filterkuchen an der Oberfläche (Abb. 2-6). Dieser Filterkuchen wirkt seinerseits wiederum als Filter für nachgelieferte Partikel, so dass zunehmend kleinere Partikel zurückgehalten werden („clogging“-Effekt).

Bei der Matrixfiltration sind die Poren des Systems gegenüber den transportierten Kolloiden mindestens so weit, dass ein Eindringen in die Matrix möglich ist. Die eingedrungenen Partikel unterliegen dann in der Matrix wiederum verschiedenen Prozessen, die in die rein mechanische Siebfiltration und die physiko-chemische Filtration unterschieden werden können.

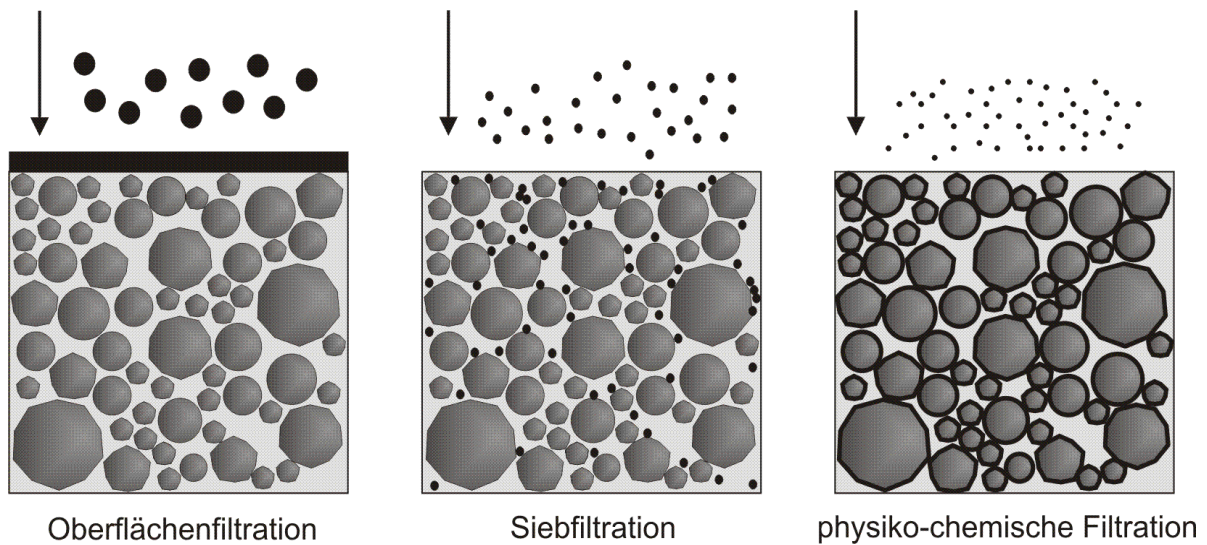


Abb. 2-6: Filtrationsmechanismen in porösen Medien (nach SEIDEMANN, 1997; verändert)

Die Siebfiltration funktioniert ähnlich der Oberflächenfiltration, allerdings findet die Abscheidung nicht unmittelbar an der Oberfläche statt, vielmehr bildet die Matrix einen Filterkörper. Auch hier bestimmt wieder das Verhältnis von Porengeometrie und Partikelgröße die Wirksamkeit der Filtration, denn die Partikel bleiben während des Transportes an nicht passierbaren Engstellen hängen und „verstopfen“ diese (Abb. 2-6). Dadurch kann es bei einem Verhältnis von $d_m/d_p > 20$ zu einer Verminderung der Permeabilität von 2 – 5 %, bei $10 < d_m/d_p < 20$ sogar bis zu 15 % kommen (SAKTHIVADIVEL, 1969, ZITIERT IN SEIDEMANN, 1997). Dieser Effekt, der zunächst in Versuchen mit Tonsuspensionen beobachtet wurde (z.B. GOLDENBERG, 1985), wurde auch für Bakteriensuspensionen bestätigt (VANDEVIVIERE ET AL., 1995). Wichtig ist, dass einmal auf diese Weise festgesetzte Partikel auch nicht durch eine Erhöhung der Fließrate weiter verlagert werden können. Allenfalls eine Umkehr der Fließrichtung könnte diesen Prozess reversibel machen. Die Siebfiltration ist als Haupteffekt erst bei einem Verhältnis von Partikel- zu Porendurchmesser von 1:20 auszuschließen und muss auch dann als Nebeneffekt beachtet werden (ROLKE, 1973, ZITIERT IN RIEMER, 1983).

Die physiko-chemische Filtration wirkt, wenn die transportierten Partikel im Verhältnis zu den Poren sehr klein sind, also d_m/d_p sehr groß wird. Unter diesen Bedingungen wirken zusätzlich zu Porengeometrie und Partikeldurchmesser die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der transportierten Kolloide als auch

des transportierenden Mediums und der Matrix (*ROUSSEAU ET AL., 2004*). Da diese, bereits im vorangegangenen Kapitel thematisierten, mannigfaltigen Wechselwirkungen meist nur in einem Bereich von Nanometern wirken, können sie aber nur dann wirksam werden, wenn eine Kollision zwischen Partikel und Matrix aufgrund diffusiver, interzeptioneller oder gravitativer Prozesse stattfindet (Abb. 2-7). Diffusive und gravitative Prozesse bewirken, dass ein Kolloid die Strömungslinie, auf der er transportiert wird, verlässt und so mit der Matrix in Berührung kommt. Erstere beruhen dabei auf der Brown'schen Molekularbewegung, zweitere auf der Wirkung der Schwerkraft im Zusammenspiel mit der Dichte der Partikel und der Fließgeschwindigkeit (*MCDOWELL-BOYER, 1992*). Dabei ist zu beachten, dass bei laminarem Strömen in der Pore ein parabolisches Geschwindigkeitsprofil herrscht, bei dem die Fließgeschwindigkeit zur Porenwand hin abnimmt. Diffusive Prozesse spielen bei Kolloidgrößen kleiner $1 \mu\text{m}$ eine zunehmende Rolle, wohingegen gravitative Prozesse erst ab einer Dichte über $1,05 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ wirksam werden und für Bakterien deshalb in der Regel von geringerer Bedeutung sind (*RIEMER, 1983*).

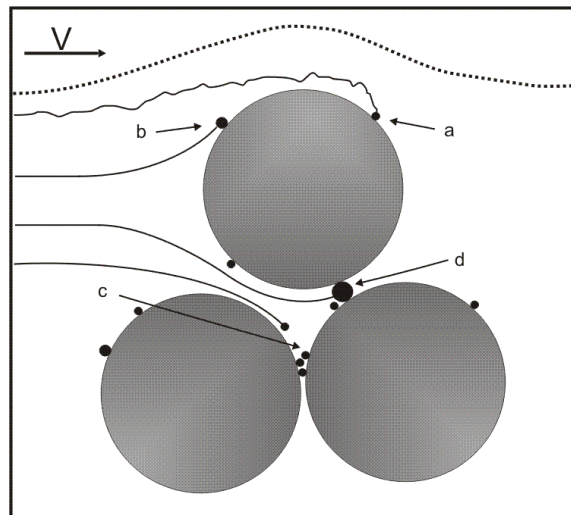


Abb. 2-7: Kollisionsmechanismen der physikochemischen Filtration, a) Diffusion, b) Interzeption, c) Gravitation, zusätzlich dargestellt d) Siebfiltration (nach SEIDEMANN, 1997; verändert)

Die Interzeption wurde als „Einfangmechanismus“ erstmals von *STEIN (1940, ZITIERT IN RIEMER, 1983)* beschrieben. Sie beschreibt die Kollision eines Partikels, dessen Schwerpunkt auf einer Stromlinie sehr nahe am Korn vorbei transportiert wird, aufgrund seiner Größe aber mit dem Korn in Berührung kommt (*SEIDEMANN, 1997*). Dieser Prozess ist insbesondere unter ungesättigten Verhältnissen von Bedeutung,

da hier das Wasser in einem dünnen Film um Körner oder Aggregate fließt und eine Kollision somit wahrscheinlicher wird.

Alle drei Mechanismen sind in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit prinzipiell reversibel. Übersteigt die Schubkraft die Scherkraft, kann also ein erneuter Transport erfolgen, wenn keine starken chemischen oder biochemischen Bindungen gebildet wurden. Generell wird der Filtereffekt mit zunehmender Fließgeschwindigkeit schwächer, da die Einflüsse von Sedimentation und Interzeption geringer werden (*MCDOWELL-BOYER, 1992*).

Hat die Kollision des Kolloids mit der Matrix stattgefunden, kann es zur Anheftung kommen, die je nach Anlagerungsmechanismus reversibel oder irreversibel ist. Grundsätzlich unterscheidet man auch hier wieder drei Prozesse. Die hydromechanische Anlagerung ist unmittelbar abhängig von der Fließgeschwindigkeit und der Kornrauigkeit und wird bei einem Gleichgewicht von Schubkraft und der Summe aus Schwerkraft und Haftungskraften wirksam. In diesem Fall ist die Anlagerung bei steigender Fließgeschwindigkeit vollständig reversibel. Zeigt das Filtermaterial eine Eigenporosität, können Partikel in diesen Poren dem Flüssigkeitsstrom entzogen werden. Für chemisch inerte, nicht deformierbare Partikel kommen neben der hydromechanischen An- bzw. Ablagerung keine anderen Anlagerungsmechanismen in Frage (*RIEMER, 1983; ADAMCZYCK & WARSZYNSKI, 1996*).

Die physiko-chemische Anlagerung ist ein Adsorptionsprozess und beruht auf den oben beschriebenen Interaktionen zwischen Kolloid und Matrix. Sie kann nur bei Kolloiden mit chemisch oder biochemisch aktiven Oberflächen wirksam werden und basiert auf elektrostatischen Anziehungen, van-der-Waals-Kräften, Polymerbrücken oder kovalenten Bindungen (*RIEMER, 1983*). Hierbei kann es zu einer irreversiblen Adsorption kommen, die z. B. bei Bakterien nur noch unter Verlust der Zellintegrität aufzuheben ist. Speziell bei Mikroorganismen tritt noch ein weiterer Mechanismus auf, der die aktive Anheftung von Mikroorganismen an die Matrix beschreibt. Dies kann durch Chemotaxis zu organischer Substanz auf dem Korn geschehen oder auch durch die Bildung von Schleimen, die auf der Adhäsion durch Schleimhüllen oder Fäden beruht oder auf eine aktive Aggregation zurückzuführen ist. Die Bildung solcher Schleime kann die Filterwirkung durch die Verringerung des Porenvolumens erhöhen.

2.5 Transportversuche mit Bakterien und Mikrosphären in Böden

Das Wissen über die Filterfähigkeit des Bodens gegenüber partikulären Substanzen und Mikroorganismen hat in der Vergangenheit zu zahlreichen Untersuchungen dieses Themenkomplexes geführt. Da der Transport von Mikroorganismen im Boden zunächst direkt mit der potenziellen Gefährdung des Grundwassers in Zusammenhang gebracht wurde, haben sich in der Vergangenheit vorwiegend hydrogeologische Studien diesem Thema angenommen. Die gewonnenen Erkenntnisse beruhen deshalb nahezu ausschließlich auf Verlagerungsexperimenten unter gesättigten Bedingungen (z. B. *BITTON ET AL., 1974; HARVEY ET AL., 1989; FONTES ET AL., 1991; GANNON ET AL., 1991A; MCDOWELL-BOYER, 1992; TAN ET AL., 1994; PERSONNÉ ET AL., 1998; FULLER ET AL., 2000; AUCKENTHALER ET AL., 2002*). Grundsätzlich lassen sich dabei Untersuchungen unterscheiden, die sich rein mit den Bedingungen und dem Material im Aquifer beschäftigten (z. B. *WOLLUM II & CASSEL, 1978; FONTES ET AL., 1991; TAN ET AL., 1994; BALES ET AL., 1995; CAMESANO & LOGAN, 1998; BRUSH ET AL., 1999; ENTRY & FARMER, 2001*) und andere Untersuchungen, die den Boden in seiner gesättigten Phase zum Gegenstand haben (z. B. *BITTON ET AL., 1974; GANNON ET AL., 1991A; LINDQVIST & BENGTSSON, 1995; MAWDSLEY ET AL., 1996; SCHIJVEN ET AL., 2002*). Einen Überblick über Studien im Aquifer und im gesättigten Bereich des Bodens geben *MCDOWELL-BOYER ET AL. (1986)*, *ANONYM (1997)*, *HARVEY (1997)* und *UNC & GOSS (2004)*. Hintergrund der meisten Studien sind Filtrationsprozesse im Aquifer und die damit verbundene Reinigungswirkung gegenüber Mikroorganismen.

Wie im Vorangegangenen gezeigt wurde, können Fließprozesse unter ungesättigten Bedingungen anders ablaufen, als unter gesättigten. Zudem beweisen Sorptionsstudien eine Affinität von Mikroorganismen und Kolloiden zu Luft-Wasser-Grenzflächen (*DAHLBÄCK ET AL., 1981; ABDEL-FATTAH & EL-GENK, 1998*), womit die Bedeutung des luftführenden Porenvolumens unter ungesättigten Bedingungen zusätzlich unterstrichen wird. Im Oberboden kann ferner die organische Substanz maßgeblich zu einem anderen Sorptionsverhalten von Kolloiden beitragen und ist deshalb ebenso von Bedeutung wie Metalloxide und andere Bodenaustauscher. Aus diesen Gründen können die Erkenntnisse aus Transportversuchen unter gesättigten Bedingungen in der Regel nicht auf ungesättigte Verhältnisse übertragen

werden, zumal meist mit sehr hohen, im Grundwasser, aber keinesfalls im Boden üblichen Fließraten gearbeitet wurde.

Weit weniger Studien beschäftigen sich mit dem Mikroorganismentransport unter ungesättigten Bedingungen (z. B. MADSEN & ALEXANDER, 1982; TREVORS ET AL., 1990; PATERSON ET AL., 1993; WAN ET AL., 1994; CATTANEO ET AL., 1997; JOERGENSEN ET AL., 1998; POWELSON & MILLS, 2001; UNC & GOSS, 2003). Hintergrund früherer Untersuchungen waren zunächst Verlagerungen bodenbürtiger Organismen (MADSEN & ALEXANDER, 1982) wie *Rhizobium* oder *Pseudomonas*. Später lag der Fokus der Studien mehr auf Fremdorganismen, speziell Fäkal- und Schadorganismen, die dem Boden durch Wirtschafts- oder Sekundärrohstoffdünger zugeführt wurden (BITTON ET AL., 1984; JOERGENSEN & SEITZ, 1998; MCMURRY ET AL., 1998), sowie auf prozessorientierten Ansätzen (HUYSMAN & VERSTRAETE, 1993 A UND 1993B; SCHÄFER ET AL., 1998; UNC & GOSS, 2003).

Hierzu wurden in der Regel gestörte Bodensäulen verwendet, in denen die natürliche Bodenstruktur nicht berücksichtigt wurde. Dass aber gerade diese Struktur für den Transport von Mikroorganismen von Bedeutung ist, zeigten ABU-ASHOUR ET AL. (1998) bei Säulenversuchen mit künstlichen Makroporen. Die Passage des Bodens durch *Escherichia coli* war hier nur in den Säulen mit Makroporen zu beobachten, in Säulen ohne Makroporenfluss passierten keine Bakterien die Bodensäulen. Ähnliche Erkenntnisse teilen auch THORPE ET AL. (1996) mit, die in Verlagerungsstudien mit *Pseudomonas fluorescens* die Bedeutung von Regenwurmgingen für den Transport herausstellen.

Zur Beurteilung der wahren Bedingungen für den Transport von Mikroorganismen und Partikeln in der ungesättigten Bodenzone sind demnach Studien wichtig, in denen die natürliche Lagerung des Bodens weitgehend erhalten bleibt. Laborexperimente haben dabei den Vorteil, dass wesentliche Randbedingungen konstant gehalten und überwacht werden können. Deshalb handelt es sich vor allem bei prozessorientierten Untersuchungen meist um Laborversuche mit ungestörten Bodensäulen (BITTON ET AL., 1984; PATERSON ET AL., 1993; HEKMAN ET AL., 1995; GUIMARAES ET AL., 1997). Feldexperimente sind dagegen seltener und haben weniger die Transportprozesse als mehr die Tiefenausdehnung und die Wiederfindung der inokulierten Substanzen und Organismen zum Schwerpunkt (NATSCH ET AL., 1996; JOERGENSEN ET AL., 1998; JOERGENSEN & SEITZ, 1998; UNC & GOSS, 2003).

Da die Bodenstruktur maßgeblich von der Nutzung und Bearbeitung der Böden abhängt, sind auch diese Faktoren bei Transportversuchen zu berücksichtigen. So fanden *NATSCH ET AL. (1996)* in Feldstudien heraus, dass wesentliche Mengen an applizierten *Pseudomonas* über präferentielle Fließwege transportiert wurden, die unmittelbar mit der Bodenbearbeitung in Verbindung gebracht werden konnten. Ähnlichen Einfluss der Bodennutzung und -bearbeitung beschreiben *GAGLIARDI & KARNS (2000)*. Zusätzlich verweisen sie auf die Bedeutung des Bodentyps. Verschiedene Bodentypen zeigten in ihren Untersuchungen Unterschiede im Transportverhalten eines entero-toxischen *E. coli*. Die Abhängigkeit vom Bodentyp wird in anderen Studien an ungestörten Großlysimetern bestätigt (*MCLEOD ET AL., 2001*).

Dass das Vorkommen und der Transport von pathogenen Organismen im Boden grundsätzlich auch mit der Landwirtschaft in Verbindung gebracht werden muss, ist nicht von der Hand zu weisen. Zum einen werden mit Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern aktiv Mikroorganismen freigesetzt, zum anderen besteht selbst bei naturnaher Freilandhaltung von Nutztieren das Risiko, dass hygienisch bedenkliche Bedingungen eintreten. Hierbei hat die Intensität der Landnutzung vor allem vor dem Hintergrund des Viehbesatzes einen deutlichen Einfluss (*FAUST, 1982; MAWDSLEY ET AL., 1995; VALCOUR ET AL., 2002*). Insbesondere genutzte Quellen und Brunnen in unmittelbarer Nähe zu viehhaltenden Betrieben unterliegen einem erhöhten hygienischen Risiko (*GOSS ET AL., 1998; WING & WOLF, 1999*). Die Eintragungspfade können selten vollständig nachvollzogen werden, oft kommt aber Punktquellen, wie Sickergruben und Stallabläufen eine hohe Bedeutung zu (*MAWDSLEY ET AL., 1995; CHO ET AL., 2000*). Zur Bedeutung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngemitteln existieren unterschiedliche Expertenmeinungen. Während verschiedene Autoren das Risiko einer hygienischen Grundwasserbelastung für sehr gering halten (*ANONYM, 1997*), gehen andere eher kritisch mit diesem Thema um (*REYNOLDS, 2001*). Bei Neuausweisungen von Wasserschutzgebieten in Mittelgebirgen werden jüngst Beweidungsverbote ausgesprochen (*HOMM-BELZER & BAHR, 2004*). In Hinblick auf diese Nutzungseinschränkungen und mit ihnen verbundenen Ausgleichszahlungen ist sorgfältig zu prüfen, ob ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Landnutzung und hygienischen Belastungen des Grundwassers besteht. In statistischen Untersuchungen an Praxisbeispielen konnte dieser Zusammenhang nicht bestätigt werden (*TSCHIRSICH ET AL., 2002*). Einigkeit

herrscht aber dennoch in der Annahme, dass der landwirtschaftlichen Aktivität in Hinblick auf den Grundwasserschutz grundsätzlich auch eine mikrobiologische Bedeutung zukommt (FAUST, 1982; FILIP ET AL., 1983; ENGLE ET AL., 1991; MAWDSLEY ET AL., 1995; GOSS ET AL., 1998; CONBOY & GOSS, 2000; SZEWZYK ET AL., 2000; VALCOUR ET AL., 2002; REUTER ET AL., 2003).

Die Ableitung allgemeingültiger Parameter für den Transport von Mikroorganismen ist trotz der zahlreichen Untersuchungen aufgrund der vielen Einflussfaktoren bisher nur unvollständig gelungen. Aus diesem Grunde sind diverse Modellansätze meist nicht geeignet, das Verhalten unterschiedlicher Mikroorganismen oder anderer Kolloide vorherzusagen. Vielmehr basieren viele dieser Ansätze auf Experimentaldaten einzelner Transportversuche und lassen keine Vorhersage des Transportes zu (YATES & OUYANG, 1992; HORNBERGER ET AL., 1992; LI ET AL., 1996; USTOHAL, 1997; BOLSTER ET AL., 1999; SCHIJVEN ET AL., 2002). Zusätzlich beziehen sich auch bei der Modellierung viele Arbeiten auf gesättigte Verhältnisse oder legen Aquiferbedingungen zugrunde (LI ET AL., 1996; GRINDROD ET AL., 1996; JAMES & CHRYSIKOPOULOS, 2000).

Bezüglich der Nachweisverfahren für Mikroorganismen in den Transportstudien wurden in der Vergangenheit nahezu ausschließlich Kultivierungstechniken eingesetzt. Dabei wird versucht, die Zielorganismen nach Abschluss des jeweiligen Versuches auf einem geeigneten Nährmedium anzuzüchten. Die Quantifizierung erfolgt anschließend beispielsweise durch Auszählung der koloniebildenden Einheiten bei Bakterien (KBE; colony forming units CFU) bzw. der plaquebildenden Einheiten (PBE; plaque forming units PFU) bei Viren. Ein Schwachpunkt dieses Ansatzes besteht darin, dass grundsätzlich nur die Mikroorganismen auf dem Nährmedium wachsen, die hier günstige Wachstumsbedingungen finden und zusätzlich einen Zustand aufweisen, der ein Wachstum ermöglicht. Eine möglichst exakte Identifizierung der inokulierten Mikroorganismen ist auf diesem Weg nur in Kombination mit Selektionsmethoden oder molekularbiologischen Techniken zu erreichen. Zahlreiche Studien nutzen dazu beispielsweise Antibiotikaresistenzen unterschiedlicher Keime (MADSEN & ALEXANDER, 1982; NATSCH ET AL., 1996; GUIMARAES ET AL., 1997). Diese führt dazu, dass nur die resistenten Organismen auf

dem antibiotikahaltigen Medium nachzuweisen sind, weil das Wachstum aller anderen unterdrückt wird.

In anderen Studien werden zum Teil gentechnisch veränderte Organismen eingesetzt, bei denen durch biotechnologische Methoden beispielsweise Resistenzen (*HEKMAN ET AL., 1995; CATTANEO ET AL., 1997; GUIMARAES ET AL., 1997*) oder Biolumineszenz (*PATERSON ET AL., 1993*) induziert wurden.

Kritisiert wird der Nachweis von Bakterien mit Kultivierungsverfahren in wissenschaftlichen Untersuchungen und auch in der Praxis der Wasseruntersuchung vor dem Hintergrund nicht kultivierbarer aber dennoch metabolisch aktiver Zellen. *SZEWZYK ET AL. (2000)* gehen davon aus, dass weniger als 1% der in Wasserproben enthaltenen Zellen kultivierbar sind. Für viele auch hygienisch relevante Organismen häufen sich Nachweise eines lebendigen aber nicht kultivierbaren Zustandes (viable but not culturable state, VBNC) (*ROSZAK ET AL., 1984; BYRD ET AL., 1991; BIOSCA, ET AL., 1996; MCDUGALD ET AL., 1998*). Mit dieser Annahme muss damit gerechnet werden, dass nur ein Bruchteil der in Proben tatsächlich vorhandenen Organismen mit den üblichen Kultivierungsverfahren nachweisbar sind. Diese Erkenntnisse stellen ferner das in der Trinkwasserverordnung festgeschriebene Indikatorsystem in Frage (*LECLERC ET AL., 2001*).

Infolge der Entwicklung molekulargenetischer Techniken haben neue Nachweismethoden in jüngster Zeit an Bedeutung gewonnen. Insbesondere dem Nachweis von Bakterien in Umweltproben mit spezifischen Sonden wird dabei wachsende Aufmerksamkeit zu teil (*SCHLEIFER ET AL., 1992; PORTER ET AL., 1995; AMANN ET AL., 1997; MACRAE, 2000*). Als geeignete Methode hat sich vor allem die Einzelzell-in-situ Hybridisierung bewährt, bei der Organismen unterschiedlich spezifisch markiert werden können. Die Markierung erfolgt meist durch die Verbindung einer fluoreszierenden Sonde mit der komplementären Zielsequenz der rRNS des Bakteriums. Die Detektion ist dann fluoreszenzmikroskopisch möglich. Solange die Zielorganismen also noch über intakte rRNS verfügen, können sie mit dieser Technik nachgewiesen werden. In zahlreichen Studien konnten deshalb in der Regel wesentlich mehr Bakterien nachgewiesen werden, als mit herkömmlichen Kultivierungsverfahren (*AMANN ET AL., 1997; MITTELMAN ET AL., 1997; MACRAE, 2000*). Generell wird daher die Quantifizierung mittels Fluoreszenz in-situ Hybridisierung (FISH) favorisiert (*SCHLEIFER ET AL., 1992; PORTER ET AL., 1995; AMANN, 1995; NEEF ET AL., 1998; MOTER & GÖBEL, 2000*). In verschiedenen Studien und

Übersichtsartikeln werden die methodischen Grundlagen, aber auch die Probleme und Grenzen dieser Technik diskutiert (*FUCHS ET AL., 2000; MACRAE, 2000; MOTER & GÖBEL, 2000; PERNTHALER ET AL., 2002; BEHRENS ET AL., 2003; BOUVIER & GIORGIO, 2003*). *ODA ET AL. (2000)* sehen vor allem Grenzen des Einsatzes unter ungünstigen Umweltbedingungen, die für eine erhebliche Reduktion des rRNS-Gehaltes in der Zelle verantwortlich sein können (*DELONG ET AL., 1989; MØLLER ET AL., 1995*). Der verringerte rRNS-Gehalt führt gleichermaßen zu einer verringerten Anzahl an Zielsequenzen und damit zu einer schlechteren Detektierbarkeit (*KRAMER & SINGLETON, 1992; FEGATELLA ET AL., 1998; ODA ET AL., 2000*). Die Detektierbarkeit konnte wiederum in anderen Studien signifikant durch den gleichzeitigen Einsatz mehrerer Sonden gesteigert werden (*LEE ET AL., 1993; LEBARON ET AL., 1997*). Prinzipiell ist trotz verschiedener Kritik eine erhebliche Verbesserung des Nachweises mit dieser Technik zu erreichen.

Viele Schwierigkeiten bei Kultivierungsverfahren und bei der in-situ Hybridisierung ergeben sich aus sehr komplexen mikrobiologischen und biochemischen Zusammenhängen. Um den Fehler im Nachweis von Mikroorganismen bei Transportstudien zu minimieren, wurde deshalb nach alternativen Kolloiden gesucht, die anstelle von Mikroorganismen eingesetzt werden können, sich in den Versuchen ähnlich verhalten und leicht quantifizierbar sind. Seit einiger Zeit bieten sich Mikrosphären als abiotisches Substitut an. In verschiedenen Studien konnte unter gesättigten Bedingungen ein Mikroorganismen ähnliches Transportverhalten nachgewiesen werden (*HARVEY ET AL., 1993; HARVEY ET AL., 1995; CHINJU ET AL., 2001; HARVEY & HARMS, 2001; HARVEY & HARMS, 2002; SOMMER ET AL., 2002; BRADFORD ET AL., 2004; DENOVIO ET AL., 2004*). Dabei haben sich carboxylierte Mikrosphären am besten bewährt (*NUTTAL & SMITH, 1996; NUTTAL & EL-GENK, 1999; HARVEY & HARMS, 2001; EBIHARA ET AL., 2002*). Das Mikroorganismen ähnliche Verhalten lässt sich vermutlich auf die ähnlichen Oberflächeneigenschaften der Mikrosphären zurückführen (*CUMBIE & MCKAY, 1999; MCCARTHY ET AL., 2002*).

Verlagerungsversuche mit Mikrosphären unter ungesättigten Bedingungen wurden bisher nur in sehr geringem Umfang durchgeführt (*EBIHARA ET AL., 2002; SOMMER ET AL., 2002; BURKHARDT, 2003*). *BURKHARDT (2003)* setzte die Partikel in Feldversuchen zur Beurteilung eines möglichen kolloidalen Co-Transportes von Schadstoffen ein. In

diesen Untersuchungen wurden nach oberflächlicher Applikation Bodenproben eines Tiefenprofils auf den Verbleib der Mikrosphären untersucht.

Der Einsatz der künstlichen Kolloide bietet große Vorteile in Bezug auf die relative Unabhängigkeit von Umweltbedingungen und die konstante und einheitliche Größe. Außerdem ist die fluoreszenzmikroskopische Detektion sehr einfach und lässt eine sichere Quantifizierung zu. Carboxylierte Mikrosphären im Größenbereich von Mikroorganismen werden in neuen Studien daher zunehmend eingesetzt, um das Transportverhalten unter gesättigten wie ungesättigten Bedingungen abzubilden (HARVEY & HARMS, 2001; EBIHARA ET AL., 2002; HARVEY & HARMS, 2002; BRADFORD ET AL., 2004; MCCARTHY & MCKAY, 2004). SOMMER ET AL. (2002) konnten in vorangegangenen Untersuchungen nachweisen, dass sich carboxylierte Mikrosphären der Größe 1 µm grundsätzlich eignen, das Transportverhalten gehungerter *Escherichia coli*-Zellen zu simulieren.

In der vorliegenden Arbeit wurden ausschließlich Mikrosphären unterschiedlicher Größe eingesetzt, um als Modellkolloide sowohl das mikrobiologische Größenspektrum abzudecken und den Transport von Mikroorganismen zu simulieren als auch Informationen zum kolloidalen Transport im Boden insgesamt zu liefern. Dieser Modellansatz kann keine auf alle Organismen übertragbaren Erkenntnisse erbringen, denn dazu sind die individuellen Interaktionen im biologischen System zu komplex (MCCARTHY & MCKAY, 2004). Dennoch lassen sich aus den Ergebnissen allgemeingültige Aussagen ableiten, die zum Verständnis des Transportverhaltens von abiotischen und biotischen Kolloiden im Boden beitragen (HARVEY, 1997; AUCKENTHALER ET AL., 2002).

Zusammenfassende Arbeiten zum Transport von Kolloiden, insbesondere von biologischen und künstlichen Kolloiden in porösen Medien finden sich bei BITTON & HARVEY (1992), ABU-ASHOUR ET AL. (1994), MILLS (1997), HARVEY & HARMS (2001), HARVEY & HARMS (2002), , MCGECHAN & LEWIS (2002), DENOVIO ET AL. (2004), MCCARTHY & MCKAY (2004), UNC & GOSS (2004).

3. Material und Methoden

3.1 Eingesetzte Böden

3.1.1 Bearbeitungs- und Nutzungsvarianten

Zum Vergleich verschiedener Nutzungsvarianten wurden Böden unter Ackernutzung sowie unter Grünlandnutzung eingesetzt. Bei den Böden unter Ackernutzung wurden zusätzlich zwei Bearbeitungsvarianten unterschiedlicher Eingriffsintensität, konventionelle Pflugbearbeitung (P) und Direktsaat (DS), differenziert.

Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojekts zur Beurteilung verschiedener Bodenbearbeitungssysteme wurden bereits 1979 vom Institut für Landtechnik der Universität Gießen Bodenbearbeitungsversuche eingerichtet. Diese umfassen eine Vielzahl langfristig differenziert bearbeiteter Versuchsstandorte. Zu diesen Standorten liegen umfangreiche Erkenntnisse vor, auf die in der vorliegenden Arbeit zurückgegriffen werden konnte. Für die hier beschriebenen Untersuchungen wurden zwei Standorte ausgewählt, die wichtige Bodentypen repräsentieren.

Mit der Auswahl der beiden Bearbeitungsvarianten (P und DS) wurde der unterschiedlichen Eingriffsintensität der Bearbeitungswerkzeuge in den Boden Rechnung getragen. Während der Pflug den Boden bis zu einer Tiefe von 30 cm wendet und lockert, beschränkt sich der Eingriff bei der Direktsaat auf das Ziehen von Säschnitzern zur Saatgutablage. Das Pflügen zerstört dabei das natürliche Porensystem, das bei der Direktsaat weitgehend erhalten bleibt.

Die Grünlandböden stammen von genutzten Wiesen in direkter Nachbarschaft zu den Ackerflächen.

Detaillierte Beschreibungen der Bodenbearbeitungsvarianten und Versuchsstandorte finden sich bei *TEBRÜGGE (1987)*, *BEISECKER (1994)*, *TEBRÜGGE & DREIER (1994)*.

Neben den unterschiedlich bearbeiteten Oberböden wurde für den Sandboden, der als Flugsand einem fluviatilen Untergrund aufliegt, auch der Unterboden in die Untersuchungen einbezogen. Aufgrund der groben Textur und des hohen Skelettanteils des Unterbodens galt es zu prüfen, ob diese Bedingungen einen kolloidalen Transport in die Tiefe zulassen oder der Unterboden ebenfalls eine Filtrationswirkung hat.

3.1.2 Sandboden, Standort Bruchköbel

Der Standort Bruchköbel (109 m über NN) repräsentiert einen typischen Sandstandort der Untermainebene. Über einer Kiesterrasse mit fluviatilen Ablagerungen hat sich eine Braunerde aus Flugsand entwickelt, die bereits seit 1979 eine differenzierte Bodenbearbeitung erfährt. In einer Tiefe von ca. 50 cm beginnt der Unterboden zunehmend kiesiger zu werden, um schließlich bei ca. 120 cm komplett in die Kiesterrasse überzugehen. Die mittlere Durchwurzelungstiefe beträgt ca. 70 cm. Der Grundwasserspiegel liegt im Mittel tiefer als 2 m unter GOF. Mit hohen Sandanteilen um 70 Gew.% und lediglich 6 Gew.% Ton ist der Oberboden als schluffiger Sand und der Unterboden als schluffiger bis lehmiger Sand anzusprechen (Tab. 3-1). Weitere detaillierte Daten zum Standort Bruchköbel und den Unterschieden zwischen den Bearbeitungsvarianten finden sich bei *BEISECKER (1994)* und *LÜTKEMÖLLER (1995)*.

Tab. 3-1: Kenndaten der Braunerde aus Flugsand, Standort Bruchköbel (nach BEISECKER, 1994; verändert)

		Korngrößenverteilung				bodenchemische Kennwerte			
Horizont	Tiefe [cm]	Sand [Gew.% d. Feinbodens]	Schluff	Ton	Skelett	Bodenart	pH	CaCO ₃	C _{org}
							[CaCl ₂]	[Gew.%]	[Gew.%]
Pflugvariante									
Ap	0-30	65,0	29,3	5,7	1,1	Su3	5,4	-	0,67
Bv	30-40	65,3	28,8	5,9	0,1	Su3	5,5*	-	0,26*
IIBv1	40-60	67,6	26,1	6,3	6,3	Su3	5,6*	-	0,19*
IIBv2	60-80	85,4	7,0	7,6	13,1	St2	5,6*	-	0,06*
Direktsaatvariante									
Ap	0-30	67,2	28,0	4,8	0,7	Su3	5,7	-	0,92
Bv	30-40	71,4	23,5	5,1	0,1	Sl2	5,5*	-	0,26*
IIBv1	40-60	73,5	21,0	5,5	0,0	Sl2	5,6*	-	0,19*
IIBv2	60-80	68,0	21,4	10,6	3,4	Sl3	5,6*	-	0,06*

* Werte über die Bearbeitungsvarianten gemittelt

Für den Unterboden unter 80 cm Tiefe lagen noch keine Kenndaten vor. Deshalb wurde die Korngrößenverteilung im Rahmen der eigenen Untersuchungen bestimmt (Tab. 3-2). Die dominierende Korngröße des Unterbodens ist mit 65 Gew.% der

Mittelsand (200 – 630 μm). Mit einer Sandfraktion von insgesamt 87 Gew.% wird die Bodenart als Mittelsand bezeichnet.

Tab. 3-2: Korngrößenverteilung des Unterbodenmaterials der sandigen Braunerde [Gew.%]

gS	mS	fS	gU	Feinanteil < 20 μm
14,2	65,0	7,8	7,5	5,5

3.1.3 Lössboden, Standort Hassenhausen

Der Standort liegt am Rande des Vorderen Vogelberges, wo sich aus einer mächtigen Lößablagerung über Buntsandstein eine schwach pseudovergleyte Parabraunerde gebildet hat. Die seit 1979 differenziert bearbeiteten Versuchsfelder liegen am Oberhang eines flachen Hügels (280 m über NN) mit ca. 5 % Neigung. Der tiefgründige Boden wird ca. 110 cm durchwurzelt. Ab rund 60 cm Tiefe ist der temporäre Einfluss von lateral abfließenden Hangzugwasser an Redox-Merkmalen erkennbar (Tab. 3-3). Eine ausführliche Standortbeschreibung findet sich bei *RICHTER (1995)*.

Tab. 3-3: Kenndaten der pseudovergleyten Parabraunerde aus Löss, Standort Hassenhausen (nach *RICHTER, 1995*; zusammengefasst und verändert)

		Korngrößenverteilung					bodenchemische Kennwerte		
Horizont	Tiefe [cm]	Sand	Schluff	Ton	Skelett	Bodenart	pH [CaCl ₂]	CaCO ₃ * [Gew.%]	C _{org} [Gew.%]
		[Gew.% d. Feinbodens]							
Pflugvariante									
Ap1	0-25	15,5	68,7	15,9	-	Ut2	6,1	0,12	1,75
rAp2	25-35	12,5	65,8	21,7	-	Ut2	5,9	-	1,60
Bt	35-50	10,3	68,2	21,5	-	Ut4	5,2	0,05	0,70
SBt	50-70	18,7	64,8	16,5	-	Ut3	5,5	-	0,50
SBv	70-120	16,3	69,2	14,5	-	Ut3	5,6	-	0,70
Direktsaatvariante									
(r)Ap1	0-25	20,9	67,3	11,9	-	Ut2	6,2	0,12	1,6
rAp2	25-35	13,0	65,9	21,1	-	Ut2	5,8	-	0,8
Bt	35-50	11,9	66,1	22,0	-	Ut4	5,8	0,05	0,6
SBt	50-70	16,2	64,6	19,3	-	Ut3	5,9	-	0,4
SBv	70-120	13,2	69,3	17,4	-	Ut3	6,0	-	0,6

* Werte über die Bearbeitungsvarianten gemittelt

3.2 Infiltrationsversuche

3.2.1 Gewinnung der Bodensäulen

Für die Verlagerungsstudien wurden ungestörte, natürlich gelagerte Bodenmonolithe sowie gestörte Bodenproben im Ober- und Unterboden der beschriebenen Standorte entnommen.

Die ungestörten Bodenmonolithe stellten besondere Anforderungen an die Sorgfalt während der Entnahme bis zum Einbau in die Kleinlysimeteranlage.

Die Entnahme erfolgte zu jeweils unterschiedlichen Zeitpunkten bei Wassergehalten zwischen 20 und 28 Vol.%. Bei Entnahme der Bodenmonolithe der beiden Grünlandvarianten im Juni 2003 wurde der Boden vorher gewässert, um einen ausreichenden Wassergehalt für eine zerstörungsfreie Gewinnung zu ermöglichen. Vor der eigentlichen Entnahme wurden etwaige Ernterückstände von der Oberfläche entfernt. Auf den Grünlandstandorten wurde das Gras mit einer Gartenschere bis auf wenige Zentimeter gekürzt.

Die PVC-Säulen der Anlage wurden unter Zuhilfenahme eines Auflagebrettes und einer Wasserwaage senkrecht in den Boden gedrückt. Nach wenigen Zentimetern wurde der untere Säulenrand vorsichtig freipräpariert. In kleinen Schritten erfolgte die weitere Probenahme bis zur vollständigen Füllung der Säulen (Abb. 3-1).



Abb. 3-1: Entnahme eines Bodenmonoliths

Nach der Entnahme im Feld wurden die Bodensäulen ins Labor transportiert. Bis zum Einbau in die Versuchsanlage lagerten sie 2 bis 8 Tage unter Beibehaltung der Feuchtigkeit bei einer Temperatur von 8°C und erfuhren in der gesamten Versuchszeit keinerlei Störung ihrer natürlichen Struktur.

Für die gestörten Säulen wurde vom Ap-Horizont der P-Variante beider Standorte Material entnommen. Im Labor erfolgte die Homogenisierung, Zerkleinerung und Siebung des Materials auf 2 mm nach Trocknung bei 105 °C. Anschließend wurde das Material bei 3,5 (Sandboden) bzw. 4,5 (Lössboden) Gew.% Feuchtegehalt in die Säulen eingefüllt und mit Hilfe eines Proctor-Stempels auf eine Rohdichte von ca. 1,4 g cm⁻³ verdichtet. Bei der gestörten 10 mm-Versuchsvariante wurde das Material, um natürliche Aggregate zu erhalten, feldfrisch auf 10 mm abgesiebt und in diesem Zustand direkt in die Säulen eingefüllt und auf ca. 1,4 g cm⁻³ verdichtet.

Die exakten Rohdichten wurden nach Abschluss der Experimente mit Stechzylindern bestimmt.

3.2.2 Aufbau der Infiltrationsanlage

Die Unterdruck gesteuerte Infiltrationsanlage besteht aus insgesamt acht PVC-Säulen mit den Dimensionen 40 cm Höhe und 19,2 cm Innendurchmesser (289,53 cm² Oberfläche) (Abb. 3-2a u. 3-2b). Die Steuerung der Beregnungsmenge und -intensität erfolgte über einen Kapillarregner, der mit einer Schlauchpumpe (Kassettschlauchpumpe IPS, Ismatec, Wertheim-Mondfeld) beschickt wurde.

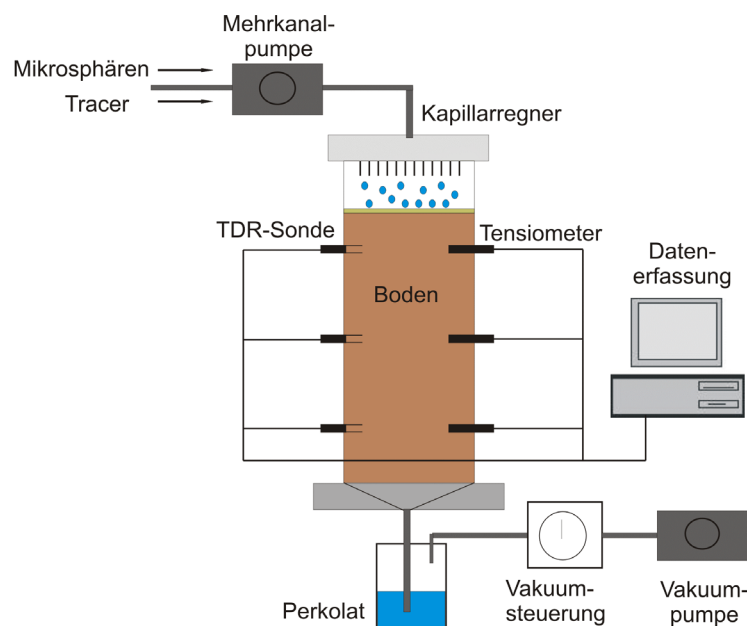


Abb. 3-2a: Schematische Darstellung der Kleinlysimeteranlage

Ein Regnerkopf war pro Quadratcentimeter mit einer Insulinnadel besetzt. Die Förderleistung der Pumpe war stufenlos zwischen $7,46 \cdot 10^{-3}$ und $2,19 \cdot 10^2 \text{ cm d}^{-1}$ regelbar. In 10, 20 und 30 cm Säulenhöhe war jeweils ein Labortensiometer (UGT-GmbH, Müncheberg) in die Bodensäule eingebaut, um die Entwicklung der Matrixpotentiale während der Versuchsphase zu kontrollieren. Auf gleicher Höhe mit den Tensiometern befanden sich pro Säule drei TDR-Sonden (LOM/ m(pt)s, Easy Test, Lublin, Polen) zur Messung des volumetrischen Wassergehaltes. Die Bodensäulen standen in einem Sockel aus Hart-PVC, dessen Boden sich konisch zur Sockelmitte hin vertieft und einen störungsfreien Abfluss gewährleistet. Zwischen Boden und Sockel befand sich ein dünner Membranfilter (MAGV GmbH, Rabenau) mit einem Porendurchmesser von $10 \text{ }\mu\text{m}$, der einem Edelstahlnetz auflag. Der Membranfilter verhinderte, dass größere Bodenpartikel mit dem Wasser ausgetragen wurden, die die spätere Aufarbeitung der Proben erheblich behindert hätten. Gleichzeitig war er aber so weitmaschig, dass die eingesetzten Mikrosphären nicht an der Passage gehindert wurden.

Zur Unterstützung des Flusses und zur Sicherung ungesättigter Verhältnisse wurde am Sockelboden ein Unterdruck von 50 bis 60 hPa mit zwei Vakuumpumpen (UGT-GmbH, Müncheberg) angelegt. Dadurch konnte mit einer Pumpe jeweils die Hälfte der acht Säulen getrennt gesteuert werden. Um einen Abfall des Unterdruckes in den Säulen während der Probenahme zu verhindern, waren die Flaschen zum Auffangen des Perkolats zur Säule hin mit einem Dreivegehahn verbunden.



Abb. 3-2b: Aufbau der Kleinlysimeteranlage im Labor

3.2.3 Erfassung der Wasserspannungen und –gehalte

Während der gesamten Versuchszeit wurden die Wassergehalte und Wasserspannungen kontinuierlich in 30 bis 60 Minutenintervallen automatisch erfasst. Neben der Überwachung stationärer Verhältnisse dienten die Werte der Berechnung der relativen Sättigungsgrade, in dem die gemessenen volumetrischen Wassergehalte auf das Porenvolumen bezogen werden. Darüber hinaus wurden anhand der Matrixpotenziale theoretisch gesättigte Porenbereiche berechnet. Über das Kapillaritätsgesetz lässt sich der Durchmesser der Poren bestimmen, die bei der gemessenen Wasserspannung gerade noch wasserführend sind (Porengrenzdurchmesser).

3.2.4 Vorbereitung der Versuche und Beregnung

Vor Beginn jedes Versuches benötigte die Säulenanlage eine Vorlaufphase von ein- bis dreiwöchiger Dauer. In dieser Zeit wurde bei der gewählten Beregnungsintensität an den Säulen ein stationäres Gleichgewicht eingestellt, bis die Beregnungsrate dem Perkolatvolumen je Zeiteinheit entsprach (Input = Output).

Die an die unterschiedlichen Böden angepassten Beregnungsraten lagen zwischen $1,41 \text{ cm d}^{-1}$ und $2,54 \text{ cm d}^{-1}$ (Tab. A-1 im Anhang).

Die Beregnung erfolgte in allen Versuchsläufen kontinuierlich mit einem 50:50-Gemisch aus Leitungswasser und Aqua dest.. Die Verwendung von Aqua dest. sollte eine Verkalkung der Kapillarregner vermeiden, das Leitungswasser diene der Vermeidung übermäßiger Auswaschungsprozesse. Das Beregnungswasser hatte einen konstanten durchschnittlichen pH-Wert von 7,7 und eine mittlere Leitfähigkeit von $125 \mu\text{S}$.

Eine Kiesschicht bzw. eine Schicht aus Glasschrot auf den Bodenmonolithen verhinderte das Verschlämmen der Oberfläche durch den Impact der Regentropfen und diente der gleichmäßigen Verteilung des Beregnungswassers auf der Bodensäule.

Zur Vermeidung von Randeffekten wurde der äußere Rand (2 cm) der Säulen bei der Beregnung ausgespart. Zudem wurde der oberste Zwischenraum zwischen Boden und Säulenwand mit einem Tonpulvergemisch aus Zweischichtmineralen gefüllt und aufgeschlämmt. Zwei Plexiglassäulen, die ab dem zweiten Versuch eingesetzt wurden, erlaubten eine zusätzliche Kontrolle. In keinem der Versuchsläufe konnten in diesen Säulen makroskopisch sichtbare Randeffekte beobachtet werden.

Die abgegebene Wassermenge der Regnerköpfe wurde unmittelbar vor jedem Versuch bei der jeweiligen Beregnungsrate durch Auslitern quantifiziert. Tabelle 3-4 zeigt die bei den Tests festgestellten geringen Variationen.

Insgesamt kann anhand der Ergebnisse gezeigt werden, dass die Beregnung in allen Versuchen sehr gleichmäßig war. Insbesondere die individuelle Beregnung der einzelnen Säulen zeigte eine sehr hohe Gleichmäßigkeit, die für die Aufrechterhaltung des Fließgleichgewichts von Bedeutung war. Die Variation über alle Regnerköpfe war gleichermaßen sehr gut.

Tab. 3-4: Übersicht über die mittleren Beregnungsraten in den einzelnen Versuchen und die Variationskoeffizienten bezogen auf die Regnerköpfe individuell und auf alle Regnerköpfe

Variante	mittlere Beregnungsrate	Variationskoeffizient bezogen auf einen Regnerkopf		Variationskoeffizient über alle Regnerköpfe
		min.	max.	
BK_2mm	1,72 cm*d ⁻¹	1,99 %	4,50 %	3,22 %
HH_2mm				
BK_10mm	1,41 cm*d ⁻¹	0,88 %	1,17 %	3,25 %
BK_P	1,47 cm*d ⁻¹	0,19 %	0,50 %	1,43 %
BK_DS				
BK_GL	2,49 cm*d ⁻¹	0,16 %	1,30 %	1,44 %
BK_UB	1,41 cm*d ⁻¹	0,88 %	1,17 %	3,25 %
BK_UBgest				
HH_P	2,54 cm*d ⁻¹	0,76 %	1,14 %	1,42 %
HH_DS				
HH_GL	2,49 cm*d ⁻¹	0,16 %	1,30 %	1,44 %

Anhand der mittleren Beregnungsraten wurden die Fließraten q für die einzelnen Säulen bezogen auf den gesamten Säulenquerschnitt errechnet. Aus der Fließrate ergibt sich die Porenwassergeschwindigkeit v , wenn die Werte auf den volumetrischen Wassergehalt bezogen werden. Der Berechnung von v wurden die über die Versuchszeit und drei Messtiefen gemittelten Wassergehalte der einzelnen Säulen zugrunde gelegt.

3.2.5 Applikation der Testsubstanzen

Die Applikation der Testsubstanzen erfolgte wie die Beregnung mit Hilfe eines Kapillarregners, der speziell für die Applikation angefertigt wurde, um eine Kontamination des restlichen Systems zu verhindern.

Damit war gesichert, dass die Applikation in der gleichen Intensität erfolgte wie die übrige Beregnung und es zu keiner Störung des Fließgleichgewichts kommen konnte. Vor der Applikation wurden die Mikrosphären zusammen mit dem Bromid zu einer Applikationslösung angesetzt. Diese enthielt entsprechend der Beregnungsintensität die erwünschte, vorher errechnete Anzahl an Mikrosphären sowie eine definierte Konzentration Bromid.

Um die Aggregation der partikulären Stoffe zu vermeiden, wurde die Applikationslösung nach Empfehlung des Herstellers vor dem Einsatz 15 Minuten im Ultraschallbad behandelt. Während der gesamten Applikation verhinderte ständiges Rühren ein schwerkraftbedingtes Absetzen der Mikrosphären.

3.2.6 Probenahme und -konservierung

Das in den Perkolatflaschen aufgefangene Sickerwasser wurde täglich, in den ersten 10 Versuchstagen mehrmals täglich, über die gesamte Versuchsdauer quantitativ für die nachfolgende Analyse entnommen. Die zusätzlichen Probenahmen in der Anfangsphase der Versuche sollten eventuell auftretende vorausseilende Flüsse höher aufgelöst darstellen. Nach der Probenahme erfolgte die Lagerung der Proben bei 4 °C bis zur Analytik.

Die Perkolatmengen wurden während der gesamten Versuchszeit den Inputmengen gegenüber gestellt. Als wichtigste Kontrollgröße für stationäre Fließbedingungen zeigten sie unnormale Schwankungen und Stauungen zeitnah an.

3.2.7 Bodenprobenahme

Nach Abschluß der Verlagerungsexperimente sollte durch gezielte Beprobung der Verbleib der inokulierten Mikrosphären in den Bodensäulen untersucht werden. Dazu wurden in den Tiefen 0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-30 cm, 30-ca. 40 cm Bodenmischproben über den gesamten Säulenquerschnitt entnommen. Die Proben wurden anschließend bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gemörsert und auf 2 mm abgesiebt. In Vorversuchen konnte bestätigt werden, dass die Mikrosphären diesen Aufbereitungsprozess schadlos überstehen.

3.3 Eingesetzte Substanzen und Mikrosphären

3.3.1 Kaliumbromid

Als nicht reaktiver Tracer wurde in den Verlagerungsstudien Bromid als Kaliumbromid (KBr, Merck, Darmstadt) eingesetzt. Die Substanz dissoziiert vollständig und das Anion zeigt keinerlei Wechselwirkung mit dem Boden, weshalb es als konservativer Tracer die Bewegung der Wasserfront im Boden abzubilden vermag (BEISECKER, 1994). Das Anion Br^- liegt nativ nicht im Boden vor und ist gut nachweisbar (FLURY & PAPRITZ, 1993; BEISECKER, 1994). Es wurden Br -Konzentration zwischen 200 und 250 mg L^{-1} eingesetzt (Tab. A-1 im Anhang).

3.3.2 Mikrosphären

Ursprünglich für den medizinischen Einsatz entwickelt, finden Mikrosphären bereits seit mehreren Jahren zunehmend Verwendung in Umwelt-Experimenten als abiotische Vergleichskomponente zu Mikroorganismen (z. B. HARVEY ET AL., 1989; NUTTAL & EL-GENK, 1999; JAMES & CHRYSIKOPOULOS, 2000; AUCKENTHALER ET AL., 2002; EBIHARA ET AL., 2002) und als partikuläre Tracer in Grundwasser orientierten Transportstudien (z. B. SILLIMAN, 1996; CHINJU ET AL., 2001).

Für Umweltstudien haben sich oberflächenmodifizierte Polystyrol oder Melaminharz getragene Mikrosphären bewährt, die mit einem Fluoreszenzfarbstoff versetzt, leicht zu detektieren sind (HARVEY ET AL., 1989; EBIHARA ET AL., 2002; BURKHARDT, 2003).

In den hier beschriebenen Verlagerungsstudien wurden monodisperse, carboxylierte (negativ geladene Oberfläche) Polystyrol-Mikrosphären (MoBiTec, Göttingen; Polysciences Europe, Eppelheim) in den Größen 0,5 μm , 1 μm , 2 μm und 4,5 μm verwendet (Abb. 3-3). Damit ist der Größenbereich von Bakterien und anderer mikrobiologischer Kontaminanten abgedeckt. Die negativ geladene Oberfläche ist der Oberfläche von Bakterien ähnlich und vermindert die Wechselwirkung mit den ebenfalls meist negativ geladenen Bodenaustauschern. Die Partikel sind mit verschiedenen Fluoreszenzfarbstoffen markiert, die die Quantifizierung unter dem Fluoreszenzmikroskop erlauben (Tab. 3-5).

Tab. 3-5: Physikochemische Eigenschaften der eingesetzten Mikrosphären

suspendierendes Medium	entionisiertes Wasser
Partikelanteil i. d. Suspension	2 – 2,5 Gew.%
Monodispersivität	94,3 % +/-5,9%*
Dichte d. Partikel	1,055 g cm ⁻³
Abweichung von angegebener Größe	≤ 3%
Funktionalisierung	carboxyliert (- COOH)
spezifische Ladung	0,0214 meq g ⁻¹ *
Detektierbarkeit	Lichtmikroskop ≤ 6 μm
	Fluoreszenzmikroskop ≤ 0,05 μm
Farbstoffe	Coumarin (blau), Emission λ _{max} = 468 nm
	Fluorescein (gelb-grün), Emission λ _{max} = 540 nm
	Rhodamin (rot), Emission λ _{max} = 605 nm

*für Partikelgröße 2,0 μm

Wichtig bei der Auswahl der Mikrosphären war eine hohe Stabilität sowohl in Form und Größe als auch in der Fluoreszenz. Außerdem sollte eine Größenverteilung mit geringer Abweichung sichergestellt sein. Das Polystyrol-Trägermaterial ebenso wie der Fluoreszenzfarbstoff zeigten auch bei längerem Verbleib in Wasser und Boden keinerlei Veränderungen. Die Fluoreszenzintensität wurde selbst bei mehrminütiger Bestrahlung mit UV-Licht nicht bis zur Undetektierbarkeit geschwächt.

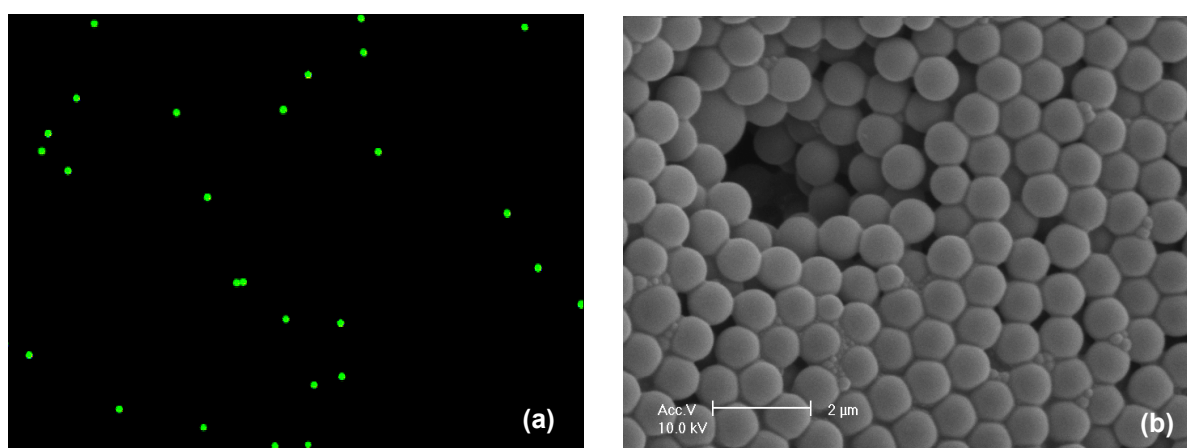


Abb. 3-3: Fluoreszierende Polystyrol-Mikrosphären (a) unter dem Fluoreszenzmikroskop (400-fache Vergrößerung), (b) Aufnahme mit dem Raster-Elektronen-Mikroskop (10 kV)

Der Hersteller liefert die Mikrosphären in wässriger (Aqua dest.) Suspension mit Feststoffgehalten von 2 bis 2,5 Gew.%. Für den Einsatz im Versuch mussten verdünnte Lösungen hergestellt werden, die zur Applikationslösung zusammengeführt wurden. Dabei musste die Verdünnung nach der gewünschten Partikelfracht erfolgen, die sich aus der Konzentration herleitet. Die Konzentration der Partikel in der Lösung ist eine Funktion von Partikeldurchmesser, Feststoffgehalt und Dichte und errechnet sich nach der Formel (Gl. 3.1):

$$\text{Partikelkonzentration} = \frac{6W \cdot 10^{12}}{p \cdot \pi \cdot (2r)^3} \quad (\text{Gl. 3.1})$$

W	= Massenanteil der Mikrosphären in der Ursprungslösung pro mL	[%]
r	= tatsächlicher Radius der Mikrosphären	[μm]
p	= Dichte des Polymers	[g mL^{-1}]

Der tatsächliche Durchmesser kann vom Durchmesser in der Handelsbezeichnung geringfügig abweichen und wird vom Hersteller auf der Packung angegeben.

Die Berechnung der Partikelkonzentration liefert einen ungefähren Anhaltspunkt und diente nur zum Ansetzen der Applikationslösung. Diese wurde vor, während und nach der Applikation zur exakten Quantifizierung mehrfach beprobt. Die Probenahme während der Applikation erfolgte direkt aus dem Kapillarregner und sollte eventuell auftretende Abnahmen der Partikelzahlen durch Absetzen der Partikel im Applikationssystem erkennbar machen. Diese wurden lediglich für die Partikel mit einem Durchmesser $> 1,0 \mu\text{m}$ in sehr geringem Umfang beobachtet (Tab. 3-6).

Die mit der Größe der Partikel steigenden Variationskoeffizienten sind auf die abnehmenden Partikelkonzentrationen zurückzuführen. Je geringer die Konzentration der Partikel in der Lösung bzw. je geringer die Anzahl der zählbaren Partikel auf dem Objektträger, desto höher ist die Unsicherheit der Quantifizierung (dazu auch Kapitel 3.4.2.2, Abb. 3-3).

Es wurden keinerlei Beeinträchtigungen der Mikrosphären durch das zugegebene Bromid beobachtet. Das Kaliumbromid wurde deshalb direkt zusammen mit den Mikrosphären appliziert.

Tab. 3-6: Partikelzahlen der Applikationslösung während der Applikation (beispielhaft)

Probe	Partikelzahl pro mL			
	0,5 µm	1,0 µm	2,0 µm	4,5 µm
1	$1,76 \times 10^9$	$5,19 \times 10^8$	$3,48 \times 10^7$	$1,80 \times 10^6$
2	$1,71 \times 10^9$	$4,88 \times 10^8$	$2,90 \times 10^7$	$1,22 \times 10^6$
3	$1,76 \times 10^9$	$5,13 \times 10^8$	$2,92 \times 10^7$	$1,08 \times 10^6$
4	$1,73 \times 10^9$	$5,05 \times 10^8$	$2,72 \times 10^7$	$1,03 \times 10^6$
5	$1,72 \times 10^9$	$5,12 \times 10^8$	$2,51 \times 10^7$	$1,03 \times 10^6$
Mittelwert	$1,74 \times 10^9$	$5,07 \times 10^8$	$2,91 \times 10^7$	$1,24 \times 10^6$
SD	$1,97 \times 10^7$	$1,08 \times 10^7$	$3,23 \times 10^6$	$3,92 \times 10^5$
Var.koeff.[%]	1,13	2,13	11,11	23,61
berechneter Wert	$2,45 \times 10^9$	$6,27 \times 10^8$	$3,13 \times 10^7$	$2,65 \times 10^6$

BURKHARDT (2003) beobachtete bei Zugabe von 0,01 M KBr zu einer 0,01 % wässrigen Suspension ähnlicher Mikrosphären eine Ladungsabschirmung durch die K^+ -Ionen. Dadurch kam es bei einem mittleren Zeta-Potenzial von 0 mV zu einer Netto-Neutralisierung der Oberflächenladung und einem erhöhten Koagulationsrisiko. In den durchgeführten Versuchen wurden maximale Konzentrationen von 0,0026 M KBr eingesetzt. In diesen Konzentrationen sollte eine vollständige Ladungsabschirmung nahezu unmöglich gewesen sein.

Die eingesetzten Mikrosphärenkonzentrationen und –mengen waren durch die unterschiedlichen Berechnungsraten und durch Anpassung der Konzentrationen an die Beschaffenheit der Ausgangslösungen für die einzelnen Versuche unterschiedlich.

In vorangegangenen Untersuchungen konnten SOMMER ET AL. (2002) eine Parallelität zwischen dem Transport des Bakteriums *Escherichia coli* und Mikrosphären der Größe 1,0 µm zeigen. Aufbauend auf diesen Versuchen und den oben beschriebenen Studien werden in der vorliegenden Arbeit Mikrosphären verschiedener Größen eingesetzt, um auch Aussagen zum Transport von Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone zu treffen.

Die exakten Versuchsrandbedingungen der jeweiligen Versuche sind in Tabelle A-1 im Anhang zusammengestellt.

3.4 Analyse der Perkolatproben

3.4.1 Bromidanalytik

Die Bestimmung des Bromids im Perkolat erfolgte mittels Ionenchromatografie (Dionex GmbH, Idstein). Ein Aliquot der Probe musste dazu vorher auf $0,45\ \mu\text{m}$ abfiltriert werden (Schleicher & Schuell, Weinheim). Mit einer Flussrate von $1,2\ \text{mL}\ \text{min}^{-1}$ und einem Eluenten aus Na_2CO_3 und NaHCO_3 (im Verhältnis 3,5:1) wurden $25\ \mu\text{L}$ der Probe über die Trennsäule vom Typ AS14 getrennt und im Detektor gemessen. Die methodische Nachweisgrenze lag bei $0,05\ \text{mg}\ \text{L}^{-1}$.

3.4.2 Quantifizierung der Mikrosphären

3.4.2.1 Aufarbeitung der Proben

Zum quantitativen Nachweis der Mikrosphären in den Perkolatproben mussten die Proben zunächst vorbehandelt werden. Um Aggregationen der Partikel mit sich selbst und mit Bodenteilchen zu lösen, wurden die Proben nach Homogenisierung $15\ \text{min}$ im Ultraschallbad (Bandelin Sonorex, Berlin) behandelt. Anschließend erfolgte nach erneuter Homogenisierung mit einem Schüttler (Bühler, Tübingen) die Membranfiltration. Dazu wurden $10\ \text{mL}$ der Probe in einen Filterturm (Schleicher & Schuell, Weinheim) gegeben und über einen schwarzen Polycarbonatfilter ($\varnothing\ 25\ \text{mm}$, $0,2\ \mu\text{m}$ Porenweite, effektive Filterfläche $314,16\ \text{mm}^2$, Millipore, Schwalbach) mit einem Unterdruck von $0,6\ \text{bar}$ abgenutscht (Pumpe Neuberger, Freiburg). Eventuelle Anhaftungen an der Pipetten- oder Filterturm wand wurden mit $2 \times 1\ \text{mL}$ Aqua dest. abgespült. Im Anschluss erfolgte die lichtgeschützte Trocknung des Filters in einer Petrischale bei Raumtemperatur. Die so vorbehandelten Filter waren ohne Veränderung mehrere Wochen lichtgeschützt lagerfähig.

3.4.2.2 Fluoreszenzmikroskopie

Die Quantifizierung der Mikrosphären auf dem Polycarbonatfilter erfolgte unter dem Fluoreszenzmikroskop (Axiophot, Zeiss, Wetzlar) im Institut für Angewandte Mikrobiologie. Dazu wurde der Filter mit dem Eindeckmedium Citifluor (Citifluor Ltd., Worchester, GB) plan auf einen Objektträger gebracht.

Unter dem Mikroskop wurde der Filter zunächst mit einer Vergrößerung von $1:100$ betrachtet, um die Verteilung der Mikrosphären auf der Filteroberfläche zu beurteilen. Vor allem bei sehr hohen Partikelzahlen konnten trotz der Ultraschallbehandlung

immer wieder Aggregationen festgestellt werden. Diese Proben wurden nach Verdünnung nochmals untersucht.

Bei zufriedenstellender Verteilung erfolgte die Quantifizierung der verschiedenen Mikrosphären durch Auszählen der Fluoreszenzsignale in einem Zählgitter (10x10 Kästchen entspricht 0,3125 x 0,3125 mm) mit einer Vergrößerung von 1:400 unter Verwendung von Immersionsöl (Thorns, Göttingen). Dabei wurde der Filter randomisiert in X- und Y-Richtung abgefahren und auf diese Weise von jeder Probe 20 Zählgitter ausgezählt. Die so betrachtete Filterfläche entsprach unter Berücksichtigung der Vergrößerung 1,95 mm². Eine höhere Abdeckung der Filterfläche hätte mit einer geringeren Vergrößerung erreicht werden können. Die 400-fache Vergrößerung war aber notwendig, um die Mikrosphären der Größe 0,5 µm einwandfrei detektieren zu können. Mehr Zählwiederholungen pro Filter schlossen sich aufgrund der hohen Probenzahlen aus.

Aus diesen Randbedingungen ergaben sich für Proben mit geringen Partikelkonzentrationen sehr hohe Variationskoeffizienten, die eine belastbare Quantifizierung praktisch ausschlossen (Abb. 3-3).

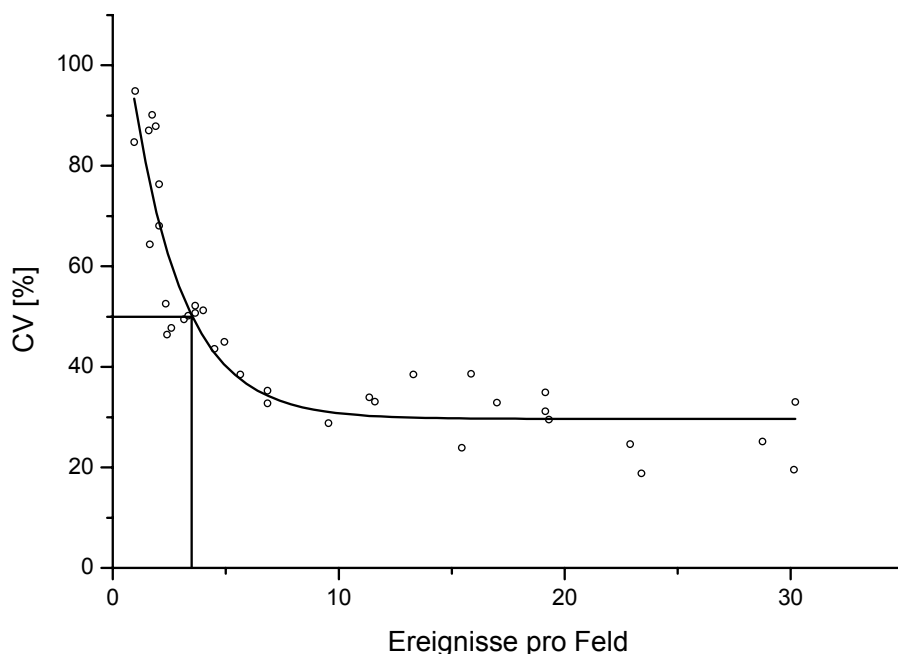


Abb. 3-4: Variationskoeffizient (CV %) in Abhängigkeit der Anzahl zählbarer Ereignisse pro Gesichtsfeld

Allerdings bleibt zu beachten, dass keine Hintergrundbelastung des Bodens möglich ist und somit die theoretische Nachweisgrenze bei null liegt. Eine für mikrobiologische Methoden akzeptable statistische Sicherheit der Quantifizierung wird bei einem Variationskoeffizienten von 50 % angesetzt und ab 2 bis 3 Zählereignissen pro Zählfeld (ca. 800 Partikel pro mL) erreicht. Bei einer geringeren Zahl ist die Quantifizierung nicht mehr belastbar, die Auszählungsergebnisse dieser Proben können jedoch zu einer qualitativen Aussage herangezogen werden. Bedeutung erlangen sie zum Beispiel bei der Ermittlung des Durchbruchbeginns, der oft sehr geringe Partikelzahlen aufwies, jedoch logisch betrachtet beim ersten Partikel im Perkolat anzusetzen ist.

3.5 Analyse der Bodenproben

3.5.1 Bodenphysikalische Analytik

Zur Bestimmung der Porengrößenverteilung sowie der Lagerungsdichte wurden nach Abschluss der Versuche 100-cm³ Stechzylinder aus je zwei Säulen einer Variante entnommen. Die Ermittlung der Porengrößenverteilung erfolgte in der Überdruckmethode nach *RICHARDS & FIREMAN (1943; in WEGENER, 2001)*.

Zur Bestimmung der Rohdichte des Bodens wurden die Stechzylinder bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und das Gewicht des trockenen Bodens bestimmt. Der Berechnung des Gesamtporenvolumens liegt eine angenommene Festsubstanzdichte von 2,65 g cm⁻³ zugrunde. Die Werte von zwei Stechzylindern je Tiefe wurden gemittelt. Konnten vereinzelte Tiefenstufen versuchsbedingt nicht beprobt werden, wurden für diese lineare Mittelwerte aus den darüber und darunter liegenden Bereichen errechnet. Für weitere Betrachtungen, bei denen gemittelte Werte für die gesamte Säule notwendig waren, wurden gewichtete Mittelwerte in Bezug auf die Mächtigkeit der betrachteten Tiefenstufe errechnet.

3.5.2 Quantifizierung der Mikrosphären

Die Quantifizierung der Mikrosphären erfolgte für die Bodenproben wie für die Perkolatproben mikroskopisch nach Membranfiltration einer wässrigen Suspension. Zuvor mussten die Mikrosphären jedoch aus der Bodenmatrix extrahiert werden. Dies erfolgte, indem 5 g der Bodenprobe mit 200 mL Aqua dest. aufgeschlämmt und 15 min verrührt wurden. Der 15 minütigen Ultraschallbehandlung zur Desorption der

Mikrosphären von der Bodenmatrix schloss sich eine weitere Homogenisierung durch Rühren an (10 min). Von dieser Bodensuspension wurden 40 ml in Zentrifugengläser überführt und 5 min bei 1500 rpm zentrifugiert (Cryofuge 8000, Haraeus, Hanau).

Die Zentrifugation hat sich in Vorversuchen als geeignete Methode zur Abtrennung der leichten Mikrosphären (Dichte $\rho_{ms} = 1,055 \text{ g cm}^{-3}$) von den schwereren Bodenteilchen (Dichte Quarz $\rho_q = 2,65 \text{ g cm}^{-3}$) erwiesen. Die Randbedingungen ergaben sich dabei aus der OECD-Richtlinie zum Sorptionsverhalten von Chemikalien (Anonym, 2000), in deren Anhang 5 die Formel zur Berechnung der Zentrifugationszeit für wässrige Suspensionen (25 °C) gegeben wird (Gl. 3.2):

$$t = \frac{3,7 \ln\left(\frac{Rb}{Rt}\right)}{rpm^2 \cdot rp^2 \cdot (\rho_s - 1)} \quad (\text{Gl. 3.2})$$

rpm = Umdrehungen pro Minute [-] Rb = Distanz v. Zentrum zum Boden des Zentrifugenglases [cm]
 rp = Radius des Partikels [cm] Rt = Distanz vom Zentrum zur Oberfläche der Lösung [cm]
 ρ_s = Bodendichte [g cm⁻³]

Die Formel zeigt, dass neben der Zentrifugationszeit und der Geschwindigkeit vor allem die Teilchengröße und deren Dichte maßgeblichen Einfluss auf die Randbedingungen haben. Nach der Formel wurden die Absetzgeschwindigkeiten verschiedener Partikel bei einer Rotationsgeschwindigkeit von 1500 rpm errechnet (Tab. 3-7).

Tab. 3-7: Absetzgeschwindigkeiten verschiedener Partikel in der Zentrifuge (1500 rpm)

Partikel	Absetzgeschwindigkeit [min]
Bodenteilchen, 2 µm	25,70
Mikrosphären, 0,5 µm	12334,13
Mikrosphären, 1,0 µm	3083,53
Mikrosphären, 2,0 µm	770,88
Mikrosphären, 4,5 µm	152,27

Der erhebliche Dichteunterschied zwischen Bodenteilchen und den Mikrosphären macht die Zentrifugation für eine effektive Abtrennung von Bodenmaterial aus der

Suspension nutzbar. Zur Sicherheit wurde die Zentrifugationszeit auf 5 min begrenzt, da schon nach dieser Zeit eine gut zu filtrierende, leicht trübe Suspension erhalten wurde, die unter dem Mikroskop wenige Störstoffe aufwies.

Nach der Zentrifugation wurden 2 mL des Überstandes membranfiltriert und für die anschließende fluoreszenzmikroskopische Quantifizierung wie die Perkolatproben aufbereitet (siehe Kap. 3.4.2.1).

3.6 Datenverarbeitung und Statistik

Die Sammlung und Auswertung sowie Darstellung der Daten erfolgte mit den Programmen Excel 2000, Origin 6.1 und SPSS 10.0.

Für die statistische Analyse fand SPSS 10.0 Anwendung. Die Daten waren mindestens intervallskaliert. Da es sich bei den meisten Daten um Messwerte handelte, konnte in der Regel die Verhältnisskala zugrunde gelegt werden. Beim Vergleich von Einzelsäulen bzw. Bearbeitungsvarianten konnte grundsätzlich von unabhängigen Stichproben ausgegangen werden. Eingangswerte aller statistischen Berechnungen waren die arithmetischen Mittelwerte der Messwiederholungen.

In der deskriptiven Datenauswertung wurden Lageparameter (Mittelwert, Median) und Streuungsmaße (Standardabweichung, Variationskoeffizient, Varianz) errechnet. Zusätzlich wurden verschiedene Korrelationen mit dem Pearsonschen Maßkorrelationskoeffizienten geprüft. Lagen keine intervallskalierten Daten vor oder musste ein nicht linearer Zusammenhang vermutet werden, fand der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman Anwendung.

Bei der explorativen Datenanalyse war das Hauptanliegen der Vergleich verschiedener Versuchsvarianten auf signifikante Unterschiede. Dazu wurde zunächst auf Vorliegen einer normalverteilten Grundgesamtheit getestet. War diese Voraussetzung erfüllt, wurde der t-Test als Mittelwertvergleich für unabhängige Stichproben durchgeführt. Konnte in seltenen Fällen keine Normalverteilung festgestellt werden, wurde zum Vergleich der Varianten der Median-Test bzw. der U-Test nach Wilcoxon, Mann und Whitney oder den H-Test nach Kruskal-Wallis angewandt.

3.7 Parameterbestimmung mit einem deterministischen Stofftransportmodell

Zur Bestimmung verschiedener Stofftransportparameter anhand der Bromiddurchbrüche wurde eine Auswertung der Durchbruchkurven mit dem deterministischen Transportmodell CXTFIT 2.1 (*TORIDE ET AL., 1999*) durchgeführt. Das Programm ermöglicht die Parameterschätzung durch iterative Anpassung einer mathematisch beschriebenen Kurve an vorhandene Messwerte. Die Version CXTFIT 2.1 ist die aktualisierte und erweiterte Version des Programms von *PARKER & VAN GENUCHTEN (1984)*. Sie ist integriert in das Programmpaket STANMOD 2.2 (*SIMUNEK ET AL., 1999*), in dem weitere Modelle zur Simulation und Analyse des Stofftransports zur

Verfügung stehen. Das Programmpaket STANMOD stand als public domain software zur Verfügung ([HTTP://WWW.USSSL.ARS.USDA.GOV](http://www.usssl.ars.usda.gov)).

Die Parameterbestimmung mit dem Modell CXTFIT basiert auf der sorptionserweiterten Konvektions-Dispersions-Gleichung, die den Transport eines nicht reaktiven Stoffes durch ein poröses Medium beschreibt (*PARKER & VAN GENUCHTEN, 1984*).

Zusätzlich wird in CXTFIT die Differenzierung der Transportgeschwindigkeiten beim Transport einer Substanz durch den Boden berücksichtigt, indem der „Ein-Region-Ansatz“ der Konvektions-Dispersionsgleichung zum „Zwei-Regionen-Ansatz“ erweitert wird. Die dimensionslosen Faktoren α , β und Ω beschreiben dabei den Anteil „mobiler“ und „immobiler“ Regionen sowie den Massentransfer zwischen diesen Regionen.

Eine ausführliche Dokumentation des Modells findet sich bei *SIMUNEK ET AL. (1999)* und *TORIDE ET AL. (1999)*. Grundlagen werden bei *PARKER & VAN GENUCHTEN (1984)* beschrieben.

4. Ergebnisse und Diskussion

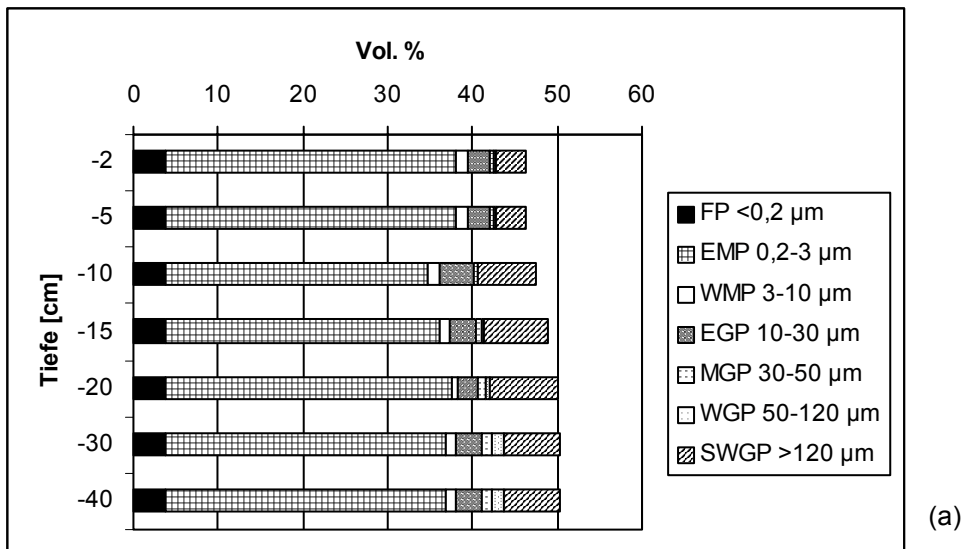
4.1 Bodenphysikalische Kenngrößen

Im Folgenden werden die Porenraumgliederungen der eingesetzten Böden dargestellt und charakteristische Unterschiede zwischen den Böden und den Bearbeitungsvarianten herausgearbeitet. Den grafischen Darstellungen liegen die Mittelwerte aus je zwei Versuchsp parallelen zugrunde. Eine Übersicht über alle bodenphysikalischen Kenngrößen gibt Tabelle A-2 im Anhang.

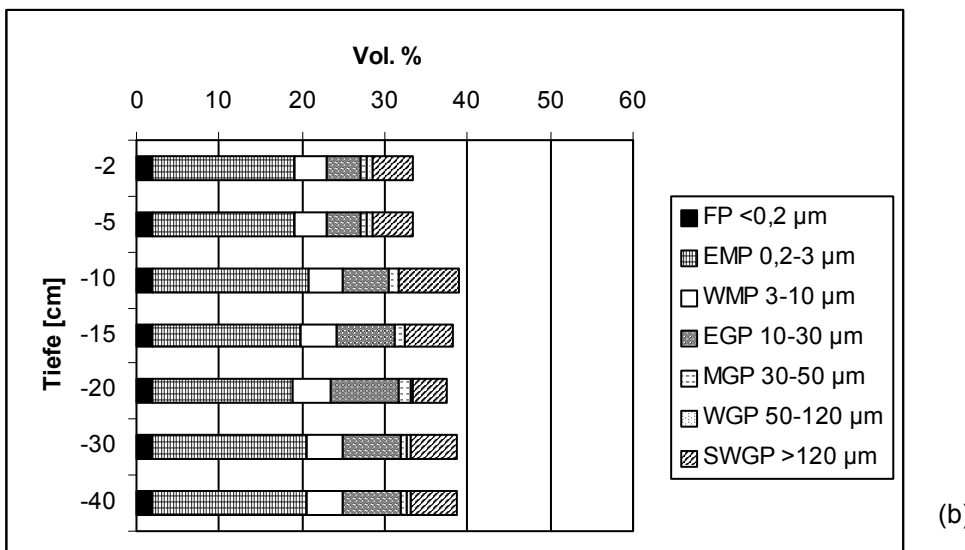
4.1.1 Gestörte Bodensäulen

Erwartungsgemäß waren nach der gleichmäßigen Einfüllung des gestörten Bodenmaterials nur geringe Veränderungen des Gesamtporenvolumens (GPV) mit der Tiefe zu beobachten (Abb. 4-1 a-c). Da der Boden der 2 mm-Varianten bei sehr geringen Feuchtegehalten eingefüllt und anschließend von oben verdichtet wurde, zeigten die oberen Bodenzentimeter leicht geringere Gesamtporenvolumina. Generell wies der Lössboden (Abb. 4-1 a) über die gesamte Tiefe ein um rund 12 Vol.% höheres GPV auf als der Sandboden (Abb. 4-1 b). Dabei lag der Schwerpunkt im Porenbereich $< 3 \mu\text{m}$, der beim Sandboden rund 50 Vol.%, beim Lössboden bis zu 82 Vol.% des GPV ausmachte. Insbesondere der Porenbereich zwischen $3 \mu\text{m}$ und $50 \mu\text{m}$ war dagegen beim Sandboden deutlicher ausgeprägt. Die beobachteten Unterschiede zwischen den gestörten Varianten machen die Verschiedenheit der ausgewählten Bodentypen deutlich. Nach Zerstörung der natürlichen Bodenstruktur lassen sich die Differenzen hauptsächlich auf die unterschiedlichen Korngrößenverteilungen zurückführen. Der dominante Schluffanteil führt im Lössboden überwiegend zu feinen Poren. Im Sandboden hingegen bedingt die Dichtlagerung der Sandkörner ein geringeres GPV mit höheren Anteilen an weiten Poren, die sich in den Kornzwischenräumen ausbilden.

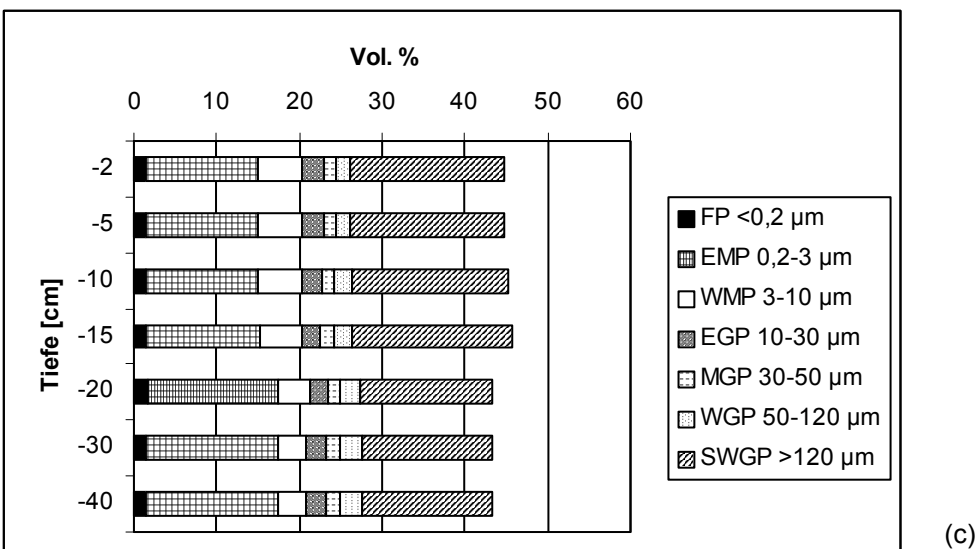
Das differenzierte Erscheinungsbild der auf 10 mm abgeseibten Variante (Abb. 4-1 c) gegenüber der 2 mm-Variante des Sandbodens zeigt, dass beim feldfrischen Einfüllen Bodenaggregate erhalten wurden. Während bei der 2 mm-Variante also ein Einzelkorngefüge vorlag, lässt sich der ausgeprägte Anteil weiter Poren in der 10 mm-Variante auf Aggregate und die zwischen ihnen gebildeten Interaggregat-zwischenräume zurückführen. Bei der 10 mm-Variante fällt außerdem der über die Tiefe nahezu konstante Bereich der Poren zwischen 10 und $120 \mu\text{m}$ auf, der für den kolloidalen Transport von besonderem Interesse ist.



(a)



(b)



(c)

Abb. 4-1: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die gestörten Varianten. (a) Lössboden, Standort Hassenhausen, Variante 2 mm, (b) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 2 mm, (c) Sandboden Standort Bruchköbel, Variante 10 mm

4.1.2 Ungestörte Bodenmonolithe

Sandboden, Standort Bruchköbel

Auf dem sandigen Standort führte die Pflugbearbeitung zu geringen Differenzierungen der Porenraumgliederung über die Tiefe (Abb. 4-2 a). Der natürliche Setzungsprozess nach der Bodenbearbeitung hatte eine Abnahme des Gesamtporenvolumens (GPV) mit der Tiefe um rund 12 Vol.% zur Folge, die hauptsächlich auf die Abnahme der Poren $> 120 \mu\text{m}$ zurückzuführen ist. Gleichzeitig nahm der Anteil der engen Poren $< 3 \mu\text{m}$ um rund 4 Vol.% zu. Der Anteil der weiten Grobporen $> 120 \mu\text{m}$ dominierte insbesondere die oberen Bodenzentimeter, wo er rund 50 % des GPV stellte.

Der Verzicht auf die wendende und mischende Bodenbearbeitung resultierte in einer deutlich differenzierteren Porenraumgliederung und einer Reduktion des GPV um durchschnittlich 9 Vol.% (Abb. 4-2 b). Einhergehend mit dem reduzierten GPV der Direktsaatvariante ergibt sich mit $1,68 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ eine höhere mittlere Lagerungsdichte als für die Pflugvariante ($1,46 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$). Während der lockere Boden unter Pflugbearbeitung von weiten Poren geprägt wurde, lag der Schwerpunkt im dichten Direktsaatboden auf dem Anteil der Poren $< 3 \mu\text{m}$, die im Mittel gut 50 % des GPV ausmachten. Der Anteil der sehr weiten Poren $> 120 \mu\text{m}$ lag hingegen bei lediglich 20 % des GPV.

Der Boden unter Grünland zeigt über die Tiefe eine zum Direktsaatboden vergleichbare Porenraumgliederung (Abb. 4-2 c). Diese Beobachtung macht deutlich, dass die langjährige Bodenruhe unter Direktsaat zu einer nahezu natürlichen Bodenstruktur geführt hat. Der dichte Wurzelfilz bedingte in den oberen Zentimetern der Grünlandvariante aber ein stark erhöhtes Gesamtporenvolumen. Bemerkenswert ist der über die Tiefe nahezu konstante Anteil der Poren zwischen 3 und $30 \mu\text{m}$, der mit durchschnittlich 11,5 Vol.% gegenüber den landbaulich genutzten Böden deutlich erhöht ist.

Insgesamt kann anhand der Porenraumgliederungen der unterschiedlichen Varianten gezeigt werden, dass die Bodennutzung und –bearbeitung erheblichen Einfluss auf die Bodenstruktur hat. Für den kolloidalen Transport ist dabei die Betrachtung weiter Poren wichtig, deren Anteil in der Direktsaatvariante am geringsten war.

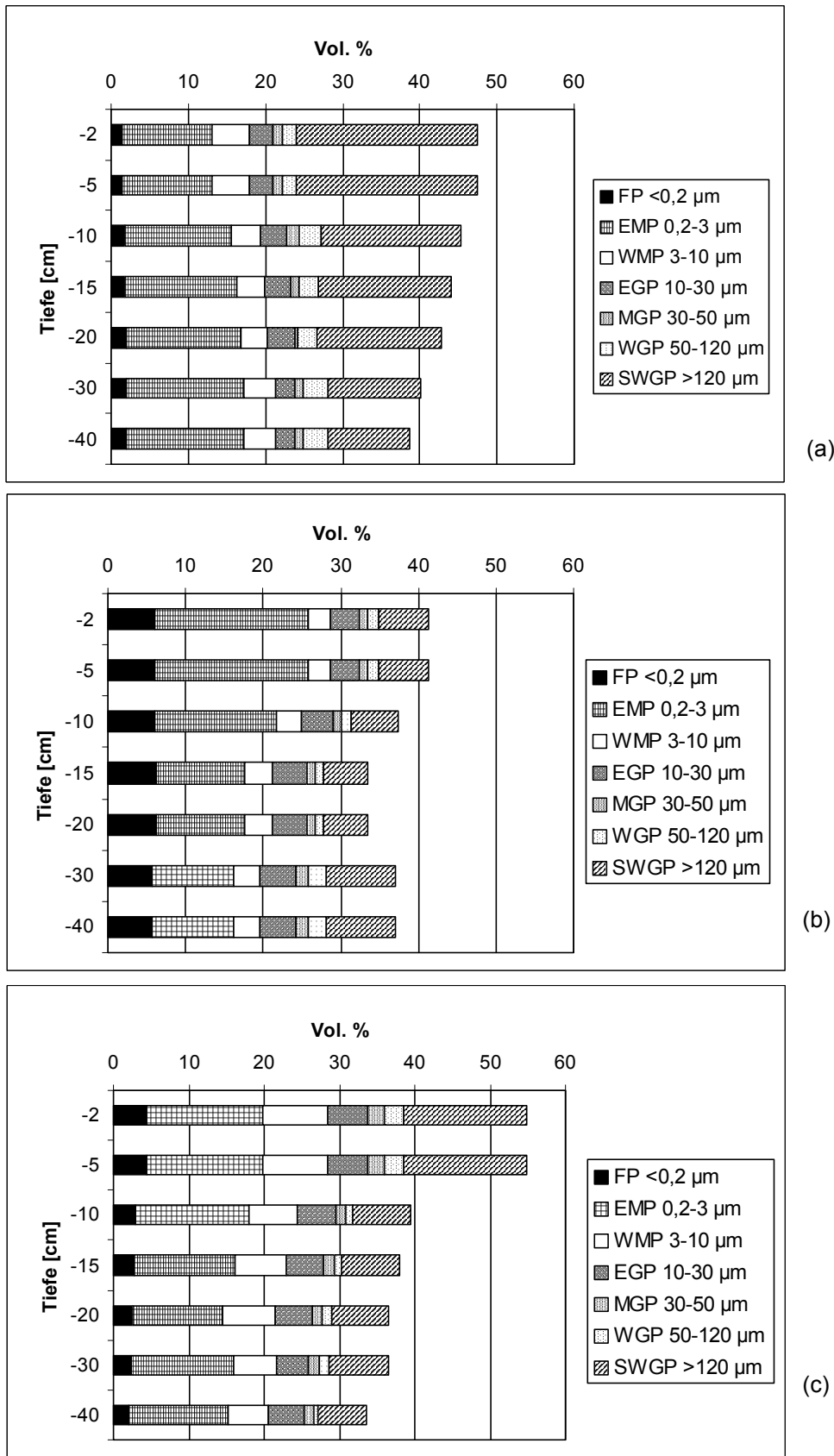


Abb. 4-2: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die ungestörten Bodenmonolithe der sandigen Braunerde, Standort Bruchköbel. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante

Unterboden der sandigen Braunerde

Die Porengrößenverteilung für die Säulen aus dem Unterboden zeigt insbesondere für die ungestörte Variante ein geringes GPV mit durchschnittlich nur 30,4 Vol.% gegenüber 37,3 Vol.% in der gestörten Variante (Abb. 4-3). Das geringere GPV des ungestörten Unterbodens wird hauptsächlich bedingt durch den geringeren Anteil an Poren $> 120 \mu\text{m}$, der Porenbereich zwischen $30 - 120 \mu\text{m}$ trägt in geringerem Maße dazu bei. Während im natürlich gelagerten Unterboden die Porenverteilung über die Tiefe nahezu konstant war, wurde in der gestörten Variante eine Abnahme der weiten Grobporen und eine leichte Zunahme der engen Poren $< 3 \mu\text{m}$ beobachtet, die auf die Verdichtung durch die Auflast und das Rütteln beim Einfüllen des Materials zurückzuführen ist. Die vertikale Behandlung mit dem Proctorstempel hatte dagegen in den oberen Bodenzentimetern des Sandes keine Verdichtung verursacht.

Die leichte Zunahme des Grobporenanteils $> 50 \mu\text{m}$ im Unterboden ist vermutlich mit der Zunahme des Skelettanteils zu erklären, die im Feld beobachtet werden konnte.

Gegenüber den ungestörten Bodenmonolithen aus dem Oberboden der sandigen Braunerde zeigt der Unterboden ein deutlich reduziertes Porenvolumen. Insbesondere der Anteil der engsten Feinporen $< 0,2 \mu\text{m}$ war erniedrigt. Mit zunehmender Tiefe und dem Übergang vom bearbeiteten Oberboden zum gewachsenen Unterboden ist demnach eine Veränderung der Bodenstruktur zu beobachten, die zu unterschiedlichen Voraussetzungen für den kolloidalen Transport führt.

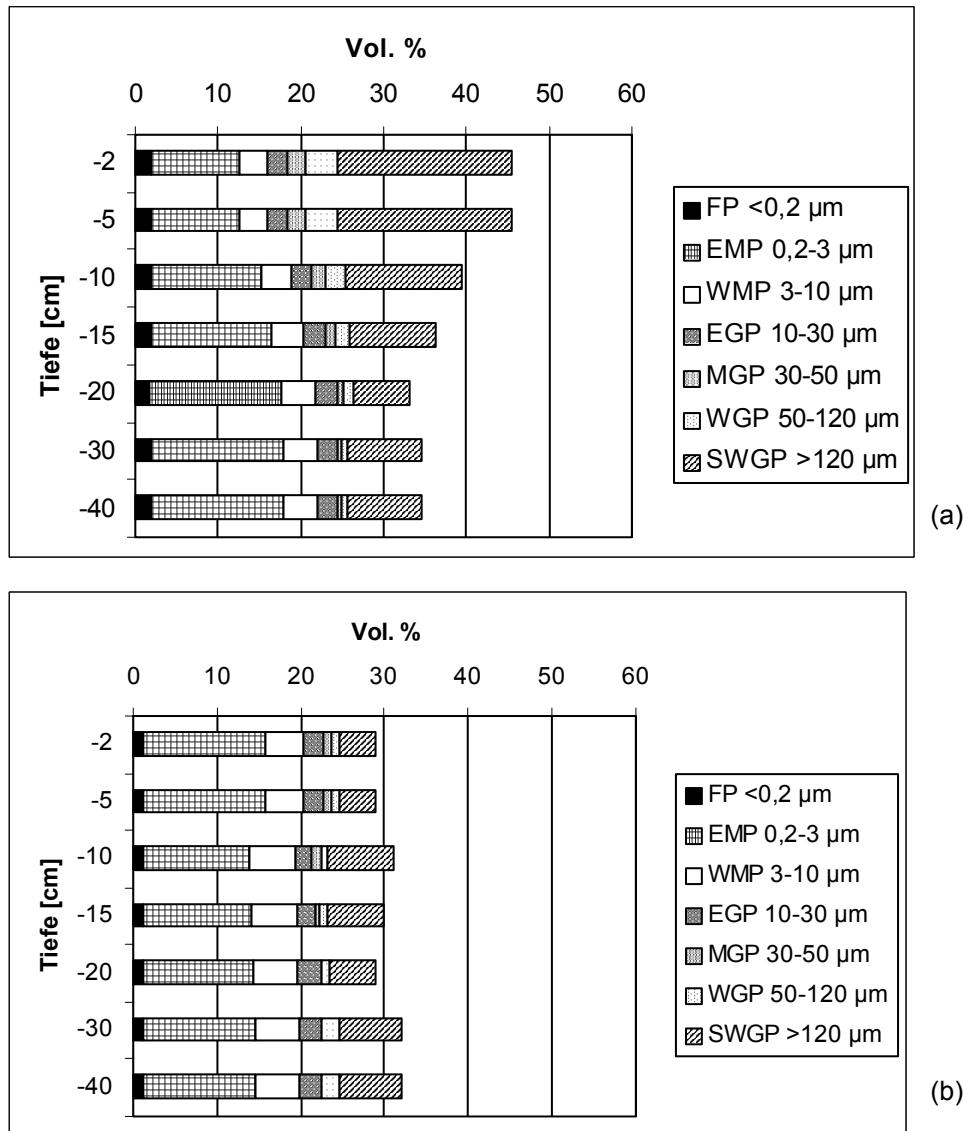


Abb. 4-3: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die Unterbodenvarianten der sandigen Braunerde, Standort Bruchköbel. (a) gestörte Variante, (b) ungestörte Variante

Lössboden, Standort Hassenhausen

Der Unterschied zwischen den verwendeten Böden lässt sich wie bereits bei den gestörten Säulen (vgl. Kap. 4.1.1) gleichermaßen an den ungestörten Bodenmonolithen darstellen. Der Lössboden verfügte generell über ein höheres Gesamtporenvolumen als der Sandboden mit einem durchschnittlich doppelt so hohen Anteil feiner Poren $< 3 \mu\text{m}$.

In der **Pflugvariante** war eine Abnahme des Gesamtporenvolumens über die Tiefe um 6,5 Vol.% zu beobachten, die nahezu ausschließlich auf die Verringerung des Anteils weiter Poren $> 120 \mu\text{m}$ zurückzuführen ist (Abb. 4-4 a). Dahingegen zeigte der Porenbereich zwischen 3 – 30 μm nahezu keine Veränderung über die Tiefe und bildete mit ca. 8 Vol.% (ca. 18 % des GPV) eine Möglichkeit zur Verlagerung von Kolloiden.

Bei der **Direktsaatvariante** war das GPV gegenüber der Pflugvariante deutlich reduziert. Dies ergibt sich nahezu ausschließlich aus der Reduktion des Anteils der Poren zwischen 3 – 50 μm , während sich der Anteil feiner Poren $< 3 \mu\text{m}$ mit durchschnittlich ca. 28 Vol.% durch das Unterlassen der Bodenbearbeitung nicht verändert hat (Abb. 4-4 b). Die oberen Bodenzentimeter des Direktsaatbodens zeigten in allen Porenbereichen ein leicht erhöhtes Porenvolumen, welches auf die sehr flache Einarbeitung von Mulchresten zurückzuführen ist. Dieser Bearbeitungsschritt war vor der Einsaat notwendig geworden.

Der Porenraum der **Grünlandvariante** war dominiert von den engen Poren $< 3 \mu\text{m}$, die durchschnittlich 30 Vol.% einnahmen (Abb. 4-4 c). Das mit der Tiefe abnehmende GPV wies sehr geringe Anteile im Porenbereich zwischen 30 – 120 μm und über die Tiefe etwa konstante Werte für die Poren zwischen 3 – 30 μm auf. Die Abnahme des GPV über die Tiefe ist vorwiegend auf die Abnahme feiner Poren (0,2 – 3 μm) und sehr weiter Poren $> 120 \mu\text{m}$ beschränkt. Die oberen Bodenzentimeter zeigten auch beim Lössboden aufgrund der Durchwurzelung stark erhöhte Porenvolumina.

Bei deutlichen Differenzen zwischen den beiden Böden, lassen sich grundsätzlich ähnliche Unterschiede zwischen den Nutzungs- bzw. Bearbeitungsvarianten feststellen. Auch beim Lössboden zeigte die Direktsaatvariante das geringste GPV und die geringsten Anteile weiter Poren. Vergleichbar zum Sandboden wiesen die Pflugvariante und der Boden unter Grünland hohe Porenanteile zwischen 3 – 30 μm auf.

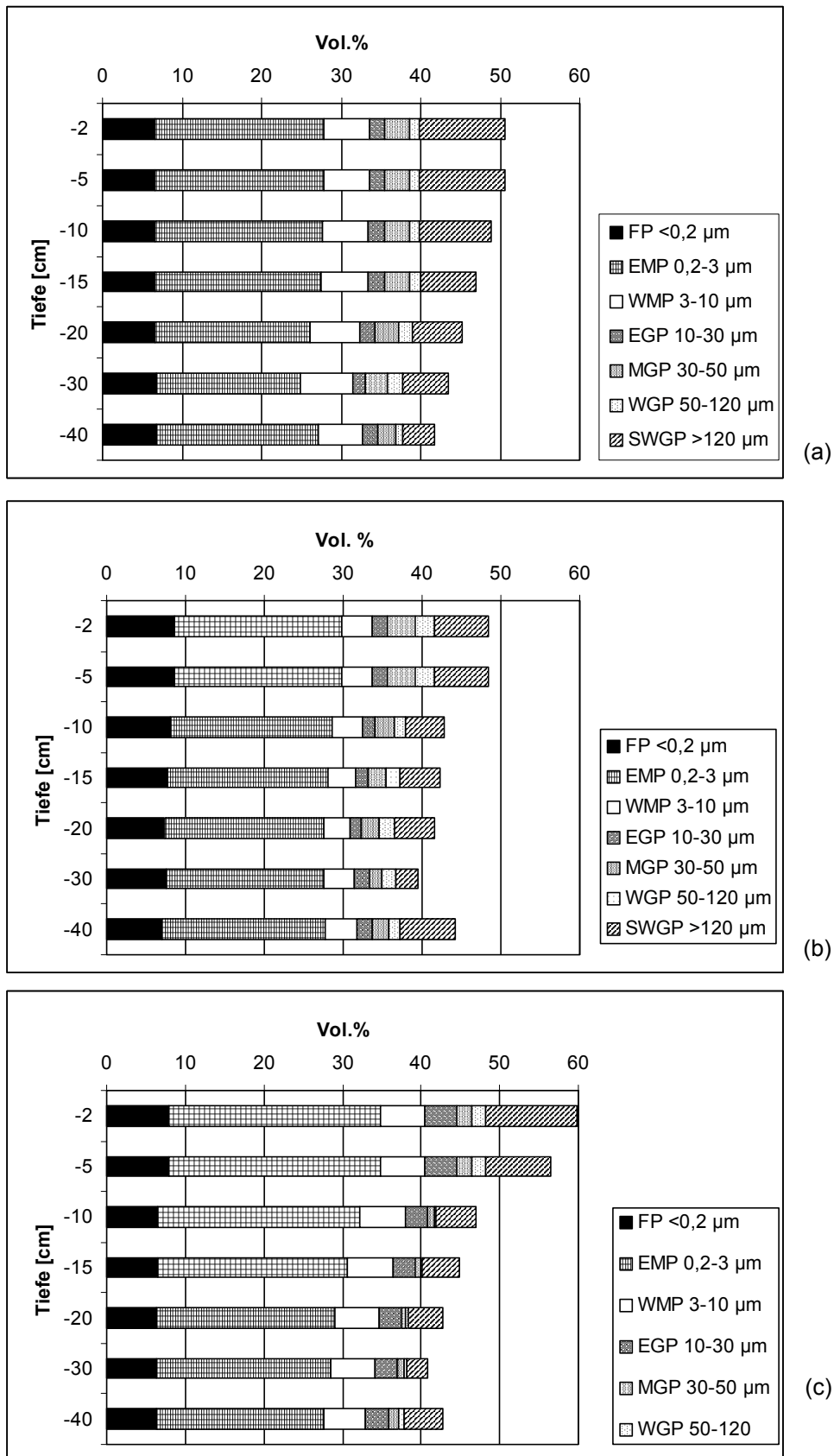


Abb. 4-4: Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Tiefe für die ungestörten Bodenmonolithe der Löss-Parabraunerde, Standort Hassenhausen. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante

Insgesamt lässt sich festhalten, dass sich die eingesetzten Böden in ihrer Struktur deutlich unterscheiden. Der Unterschied ist dabei, wie an den gestörten Varianten in Kapitel 4.1.1 dargestellt, vorwiegend auf die unterschiedliche Korngrößenzusammensetzung zurückzuführen. Der vom Schluff dominierte Lössboden verfügt über ein großes Gesamtporenvolumen mit hohem Anteil feiner Poren $< 3 \mu\text{m}$. Durch den hohen Feinkornanteil konnte sich in der Parabraunerde ein stabiles, feinporiges Gefüge bilden, bei dem sowohl Intra- als auch Interaggregatporen zum Wasserhaushalt beitragen. Der Sandboden dagegen zeichnet sich, bedingt durch die geringe Bindigkeit, durch eine schwache Struktur aus. Der Vergleich zwischen der ungestörten Pflugvariante (Abb. 4-2 b) und der gestörten 10 mm-Variante (Abb. 4-1 c), der nur geringe Differenzen aufzeigt, verdeutlicht diese Beobachtung.

Die Anteile der im Hinblick auf den kolloidalen Transport wichtigen Poren zwischen 3 – 50 μm zeigen geringe Differenzen zwischen den Böden. Hingegen hat die Bodennutzung bzw. –bearbeitung erheblichen Einfluss auf ihren Anteil am GPV sowie auf die gesamte Bodenstruktur.

Der Verzicht auf die Bodenbearbeitung führt auf beiden Standorten zu geringeren Porenvolumina. Die Reduktion des GPV kann dabei jeweils auf die Reduktion des Anteils weiter Poren zurückgeführt werden. Beim Sandboden geht dies mit einer Umverteilung der Poren zugunsten des Feinporenanteils einher, der in der Literatur als Folge der Bodenruhe beschrieben wird (VAZQUEZ ET AL., 1991; BEISECKER, 1994; HARRACH & RICHTER, 1994; AZOOZ ET AL., 1996; FREDE & DABBERT, 1999).

Die Grünlandvarianten weisen auf beiden Böden ähnliche Porenvolumina wie die Direktsaatböden auf. Der dichte Wurzelfilz führt aber zu stark erhöhten Porenvolumina in den oberen Bodenzentimetern. Gegenüber den ackerbaulich genutzten Böden zeigen die Grünlandvarianten höhere Anteile im Porenbereich zwischen 3 – 30 μm .

4.2 Kenngrößen des Wasserflusses

4.2.1 Perkolatmengen

Die Perkolatmengen zeigten über die jeweilige Versuchsdauer eine sehr hohe Gleichmäßigkeit. Die Variationskoeffizienten entsprachen etwa denen der Beregungsraten. Abbildung 4-5 zeigt beispielhaft die ermittelten Perkolatmengen für alle Säulen der Versuchsvariante Direktsaat vom Löss-Standort Hassenhausen (HH_DS). Die leichten Schwankungen, meist im Bereich von $1\text{mL}\cdot\text{h}^{-1}$, sind auf Schwankungen der Pumpenleistung beim Input und auf Bestimmungsgrenzen bei der Perkolatquantifizierung zurückzuführen.

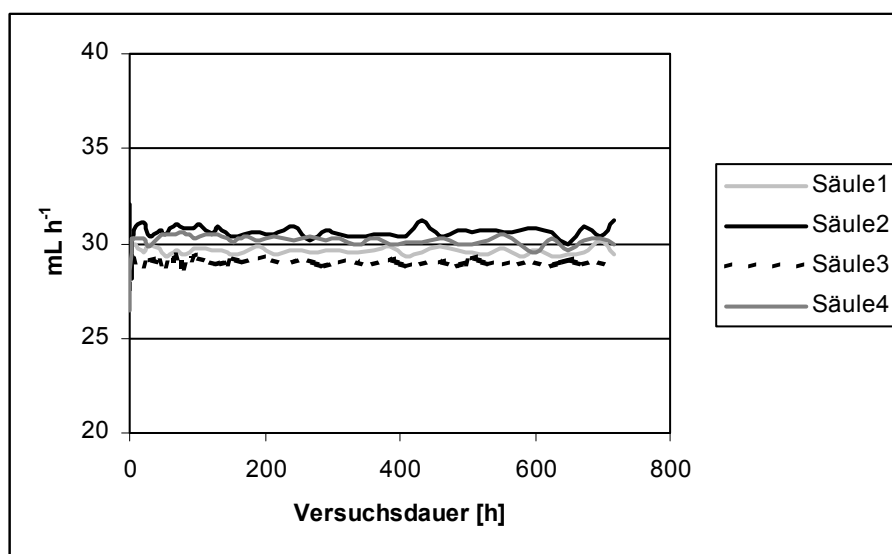


Abb. 4-5: Entwicklung der Perkolatmengen über die gesamte Versuchsdauer am Beispiel der Säulen der Direktsaatvariante des Lössbodens, Standort Hassenhausen

Bei den Versuchen mit den Bodenmonolithen der Grünlandstandorte konnte das Fließgleichgewicht trotz sehr gleichmäßiger Beregnung nicht über die gesamte Versuchszeit aufrecht erhalten werden. Es ergaben sich während der Versuchszeit bei einigen Säulen Wasserstauungen und nachfolgende Durchbrüche, die sich durch sehr geringe und nachfolgend höhere Perkolatmengen ausdrückten. Über die gesamte Versuchszeit gesehen, wurden deshalb zum Teil sehr ungleichmäßige Perkolatmengen festgestellt (Abb. 4-6).

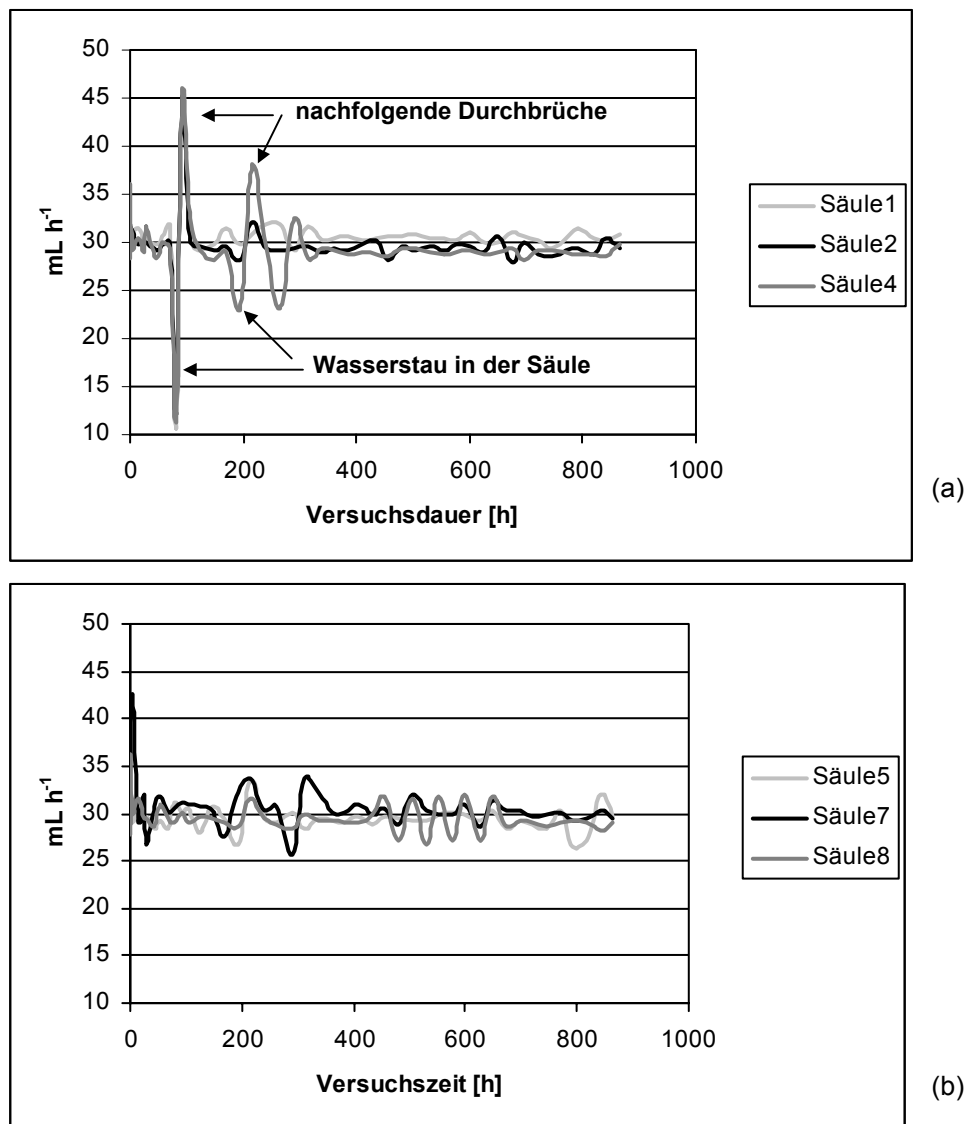


Abb. 4-6: Ungleichmäßige Perkolatmengen als Folge instabiler Flüsse in einzelnen Säulen der Grünlandvarianten. (a) Sandboden, Standort Bruchköbel, (b) Lössboden, Standort Hassenhausen

In je zwei Grünlandsäulen beider Standorte konnte kein Fließgleichgewicht eingestellt werden und es kam wiederholt zu Überstauungen, so dass diese Säulen schließlich verworfen wurden und nicht dargestellt werden. Für die Auswertungen standen bei den Grünlandvarianten deshalb nur jeweils zwei Säulen eines Bodentyps zur Verfügung.

4.2.2 Wassergehalte und Wasserspannungen

Die Wassergehalte und Tensionen zeigten für die jeweiligen Versuchsvarianten gute Konstanz über die gesamte Versuchszeit und bestätigen die durchgehend ungesättigten Versuchsbedingungen (Tab. 4-1). Exemplarisch ist der Verlauf der Wassergehalte und Wasserspannungen über die gesamte Versuchszeit an den Daten einer Säule der gestörten 2 mm-Variante des Lössbodens in Abbildung 4-7 dargestellt. Ausreißer und erhebliche Schwankungen bei der Wasserspannung mussten bei sonst konstanten Werten auf fehlerhafte Messungen zurückgeführt werden und wurden nicht berücksichtigt.

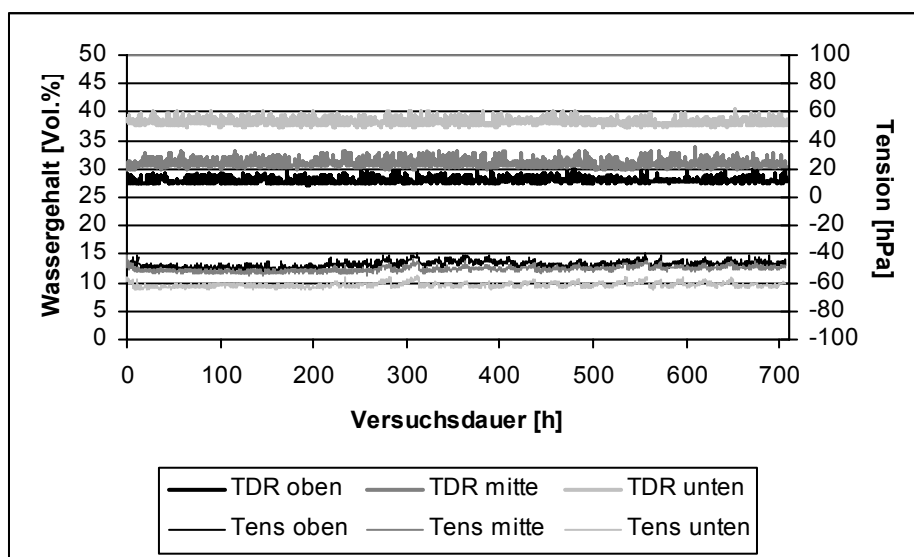


Abb. 4-7: Entwicklung der Wassergehalte und –spannungen über die gesamte Versuchszeit am Beispiel der gestörten 2 mm-Variante des Lössbodens

Bei geringfügig höheren Wassergehalten zeigten die ungestörten Säulen des Lössbodens in allen Varianten bedingt durch die feinere Textur gegenüber dem Sandboden höhere Wasserspannungen (Tab 4-1).

Die Böden unter Direktsaat wiesen für beide Standorte bei annähernd gleichen Wasserspannungen leicht geringere Wassergehalte als die vergleichbaren Pflugvarianten auf (Abb. 4-8). Diese Tendenz wird von LÜTKEMÖLLER (1995) für den Boden in Bruchköbel bestätigt und als signifikant eingestuft. Für die Matrixpotenziale lassen sich keine systematischen Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten ableiten.

Tab. 4-1: Wassergehalte und Wasserspannungen in den einzelnen Versuchsvarianten gemittelt über die drei Messtiefen sowie die Versuchsdauer

Variante	Wassergehalt		Wasserspannung	
	MW [Vol. %]	Vk [%]	MW [hPa]	Vk [%]
gestörte Bodensäulen				
Sand_2mm	29,5	4,4	-46,2	16,6
Löss_2mm	37,5	5,1	-44,6	21,4
Sand_10mm	34,3	1,7	-8,8	29,7
ungestörte Bodenmonolithe, Sandboden				
Sand_P	34,4	6,0	-11,0	52,6
Sand_DS	33,7	1,2	-10,4	30,0
Sand_GL	32,4	8,3	-12,1	23,7
Unterbodensäulen, Sandboden				
Sand_UB	28,8*	-	-2,96*	-
Sand_UBgest	29,0	1,9	-9,34	53,7
ungestörte Bodenmonolithe, Lössboden				
Löss_P	38,7	2,2	-12,1	33,2
Löss_DS	37,6	3,1	-13,1	22,6
Löss_GL	38,6	1,5	-25,0	55,0

MW = arithmetischer Mittelwert

Vk = Variationskoeffizient

* n = 1 Säule

Insbesondere beim Sandboden fällt eine stärkere Tiefendifferenzierung der Wassergehalte zwischen den Bearbeitungsvarianten auf (Abb. 4-8). Während die Pflugvariante in 10 und 20 cm Tiefe nahezu identische Wassergehalte zeigte, nahm der Wassergehalt in den Direktsaatsäulen von 10 nach 20 cm im Mittel um 6,6 Vol.% ab.

Die höchsten Wassergehalte wurden meist im oberen Säulensegment gemessen, da hier die Nachlieferung aus der Beregnung vermutlich eine höhere Sättigung über den gesamten Säulenquerschnitt bedingte. Im mittleren Segment wurden geringere volumetrische Wassergehalte beobachtet, weshalb dort eine Konzentration der Fliesswege mit präferentielltem Fluss unter Teilnahme großer Poren vermutet wird. Lokal gesteigerte Fliessgeschwindigkeiten können bei stationärem Fluss differenzierte Wasserfüllungsgrade erklären.

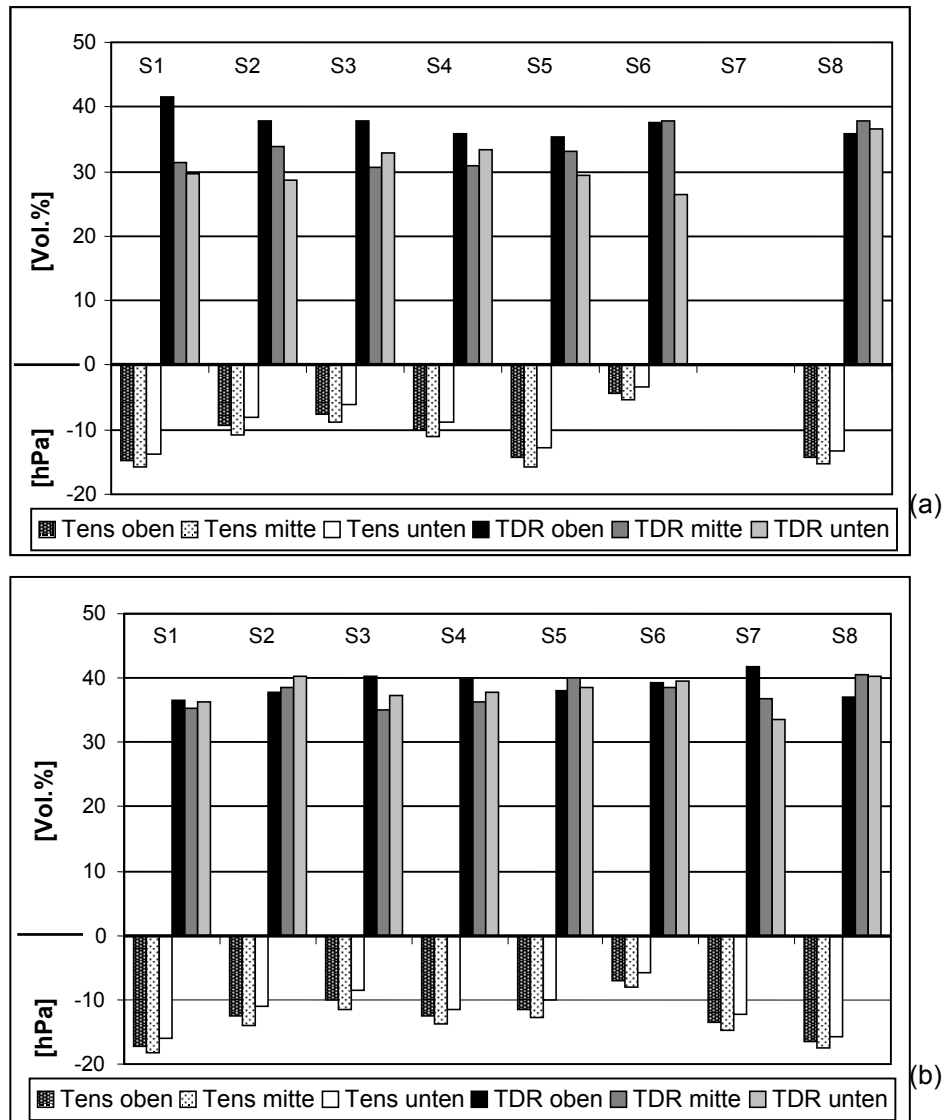


Abbildung 4-8: Wassergehalte und Matrixpotenziale der ungestörten Einzelsäulen der Varianten Direktsaat (S1 bis S4) und Pflug (S5 bis S8). (a) Sandboden, Standort Bruchköbel (Säule 7 ausgefallen) und (b) Lössboden, Standort Hassenhausen

Die relativen Sättigungsgrade und die berechneten Werte für die wasserführenden Porengrenzdurchmesser werden in Tab. 4-2 gegenübergestellt. Zur Bewertung dient zusätzlich der Anteil der Poren > 120 μm bezogen auf das GPV.

Während in den gestörten Säulen aufgrund der geringen Beregnungsraten meist unter 80 % des gesamten Porenvolumens wassergefüllt waren, lagen die Sättigungsgrade der ungestörten Bodenmonolithen knapp über 80 %. Hohe Sättigungen ergaben sich bei den Direktsaatsäulen sowie den gestörten Unterbodenproben des Sandbodens. Die aus den Wasserspannungen errechneten Porengrenzdurchmesser machen deutlich, dass weite Poren am Transport teilnahmen, in denen ein Kolloidtransport theoretisch möglich war.

Tab. 4-2: Relative Sättigungsgrade in den einzelnen Versuchsvarianten, aus den Matrixpotenzialen ermittelte wasserführende Porengrenzdurchmesser, Porenanteil am GPV > 120 µm (alle Angaben über die gesamte Fliesstrecke gemittelt)

Variante	Parameter	Säule 1	Säule 2	Säule 3	Säule 4	MW
gestörte Bodensäulen						
Sand_2mm	rel. Sätt. [%]	82,7	74,6	80,6	80,5	79,6
	wf. Porengrenzd. [µm]	72	66	52	74	66
	Porenanteil >120µm [%]					16,8
Löss_2mm	rel. Sätt. [%]	82,1	74,4	73,6	78,5	77,2
	wf. Porengrenzd. [µm]	56	57	77	88	70
	Porenanteil >120µm [%]					12,6
Sand_10mm	rel. Sätt. [%]	76,3	78,2	-	-	77,2
	wf. Porengrenzd. [µm]	432	282	-	-	357
	Porenanteil >120µm [%]					39,6
ungestörte Bodenmonolithe, Sandboden						
Sand_P	rel. Sätt. [%]	77,0	80,0	-	86,5	81,2
	wf. Porengrenzd. [µm]	209	694	-	210	371
	Porenanteil >120µm [%]	38,33				38,3
Sand_DS	rel. Sätt. [%]	93,0	90,9	91,9	90,6	91,6
	wf. Porengrenzd. [µm]	203	317	404	300	306
	Porenanteil >120µm [%]					16,8
Sand_GL	rel. Sätt. [%]	89,0	-	75,8	-	82,4
	wf. Porengrenzd. [µm]	213	-	291	-	252
	Porenanteil >120µm [%]					22,3
Unterbodensäulen, Sandboden						
Sand_UB	rel. Sätt. [%]	77,2	-	-	-	-
	wf. Porengrenzd. [µm]	1014	-	-	-	-
	Porenanteil >120µm [%]					31,4
Sand_UBgest	rel. Sätt. [%]	94,1	97,4	94,6	-	95,4
	wf. Porengrenzd. [µm]	315	709	210	-	411
ungestörte Bodenmonolithe, Lössboden						
Löss_P	rel. Sätt. [%]	85,5	85,8	82,2	86,2	84,9
	wf. Porengrenzd. [µm]	262	429	223	181	274
	Porenanteil >120µm [%]					14,7
Löss_DS	rel. Sätt. [%]	80,4	86,5	83,7	84,7	83,8
	wf. Porengrenzd. [µm]	175	240	298	238	238
	Porenanteil >120µm [%]					12,5
Löss_GL	rel. Sätt. [%]	81,1	-	83,9	-	82,5
	wf. Porengrenzd. [µm]	196	-	86	-	141
	Porenanteil >120µm [%]					12,9

4.2.3 Flussraten und Porenwassergeschwindigkeit v

Tabelle 4-3 gibt eine Übersicht über die Flussraten und die säulenspezifischen Porenwassergeschwindigkeiten für die einzelnen Versuchsvarianten.

Die Variationskoeffizienten der Porenwassergeschwindigkeiten sind durchweg als gering zu bewerten und zeigen, dass in den Säulen einer Variante auf dieser Basis vergleichbare Fließverhältnisse herrschten. Die meisten Unterschiede zwischen den Porenwassergeschwindigkeiten der einzelnen Varianten ergaben sich aus den verschiedenen Berechnungs- bzw. Fließraten. Dennoch sind systematische Unterschiede zwischen den beiden Böden sowie den Bearbeitungsvarianten auszumachen.

Tab. 4-3: Flussraten und Porenwassergeschwindigkeiten in den einzelnen Versuchsvarianten

Variante	Parameter	Säule1	Säule2	Säule3	Säule4	MW	Vk [%]
gestörte Bodensäulen							
Sand_2mm	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,071	0,075	0,072	0,070	0,072	3,0
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,233	0,273	0,242	0,236	0,246	7,4
Löss_2mm	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,072	0,071	0,070	0,071	0,071	1,0
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,180	0,195	0,196	0,186	0,189	4,1
Sand_10mm	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,056	0,061	-	-	0,058	5,9
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,165	0,175	-	-	0,170	4,2
ungestörte Bodenmonolithe, Sandboden							
Sand_P	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,058	0,062	-	0,060	0,060	3,3
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,177	0,182	-	0,164	0,174	5,3
Sand_DS	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,060	0,062	0,066	0,063	0,063	3,6
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,176	0,185	0,194	0,188	0,186	4,1
Sand_GL	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,105	-	0,104	-	0,105	1,7
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,297	-	0,345	-	0,321	7,7
Unterbodensäulen, Sandboden							
Sand_UB	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,059	-	-	-	-*	-*
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,203	-	-	-	-*	-*
Sand_UBgest	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,057	0,062	0,060	-	0,060	4,4
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,198	0,209	0,210	-	0,206	3,1
ungestörte Bodenmonolithe, Lössboden							
Löss_P	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,104	0,110	0,104	0,104	0,106	2,9
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,268	0,282	0,278	0,266	0,274	2,9
Löss_DS	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,103	0,107	0,103	0,107	0,105	2,3
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,286	0,276	0,273	0,280	0,279	2,0
Löss_GL	FR [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,104	-	0,106	-	0,105	1,6
	v [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$]	0,273	-	0,269	-	0,271	1,4

* n = 1

Der Lössboden vom Standort Hassenhausen zeigte insbesondere in der auf 2 mm abgeseibten Variante im Mittel eine rund 23 % ($= 1,37 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$) geringere Porenwassergeschwindigkeit als der Sandboden aus Bruchköbel. Mit einer mittleren Differenz von ca. 16 % ($1,25 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$) lässt sich das Gleiche für die Grünlandsäulen feststellen. Die geringeren Werte für v im Löss ergaben sich in erster Linie aus den deutlich höheren Wassergehalten in diesem Boden.

Der Vergleich der Bearbeitungsvarianten lässt geringfügig höhere Porenwassergeschwindigkeiten in den Direktsaatsäulen erkennen, die auf die leicht geringeren Wassergehalte und dem damit geringeren effektiven Fliessquerschnitt zurückzuführen sind. LÜTKEMÖLLER (1995) bestätigte für den Sandboden aus Bruchköbel erhöhte Porenwassergeschwindigkeiten in der Direktsaatvariante, die sie auf das bearbeitungsbedingt unterschiedliche Porensystem, insbesondere auf einen erhöhten Anteil von Poren $> 300 \mu\text{m}$ im unteren Säulensegment zurückführte. Diese Begründung widerspricht in den vorliegenden Versuchen den dargestellten Porenraumgliederungen, die für die Pflugvariante jeweils mehr weite Poren aufwiesen. An dieser Stelle soll deshalb zunächst auf die Ergebnisse für den Bromiddurchbruch verwiesen werden, um mit diesen Ergebnissen zu einer Erklärung zu kommen.

Für einen vergleichbaren Lössboden fand auch LÜTKEMÖLLER (1995) eine schwächere Differenzierung zwischen den Bearbeitungsvarianten als für den Sandboden. Dennoch kam auch sie zu dem Schluss, dass sich die Bearbeitungsvarianten auf dem Lössboden grundsätzlich in ähnlicher Weise unterschieden, wie auf dem Sandboden.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass zwischen den verschiedenen Versuchsvarianten maßgebliche Unterschiede im Hydroregime zu beobachten waren. Die Unterschiede zwischen den ausgewählten Böden wurden dabei zum Teil überprägt von den bearbeitungs- und nutzungsinduzierten Differenzen, die für beide Standorte Parallelen aufweisen. In allen Versuchen waren ungesättigte Randbedingungen gegeben, unter denen aber weite Poren am Transport teilgenommen und kolloidalen Transport theoretisch ermöglicht haben.

4.3 Bromidverlagerung

Im Folgenden werden zunächst wichtige Durchbruchcharakteristika der Versuchsvarianten anhand typischer Einzelsäulen dargestellt und nachfolgend unter Einbeziehung aller Säulen der jeweiligen Versuchsvarianten sowie den Ergebnissen der Parametermodellierung zusammenfassend bewertet. Um den Vergleich zwischen den einzelnen Versuchsvarianten zu ermöglichen, wurden alle Durchbruchkurven auf die Inputkonzentration normiert (C/C_0) und zeitunabhängig auf die Einheit Porenvolumen (PV) bezogen, wobei ein PV der gesamten Wassermenge einer Säule zum Zeitpunkt t_0 entspricht.

4.3.1 Gestörte Bodensäulen

Die auf 2 mm abgeseibten Varianten der beiden Böden ließen aufgrund ihrer homogenen Struktur den beobachteten parabelartigen Durchbruch mit dem Maximum nach Austausch eines Porenvolumens erwarten (VEEH ET AL., 1994; LÜTKEMÖLLER, 1995; DÜRING, 1996). Die Porenstruktur des Lössbodens mit der deutlichen Betonung der engen Poren $< 3 \mu\text{m}$ führte bei diesem Boden zu einem trägeren Bromiddurchbruch (Abb. 4-9 a). Der Durchbruch wies im Vergleich zum Sandboden (Abb. 4-9 b) bei annähernd gleichzeitigem Durchbruchstart einen weniger steilen Konzentrationsanstieg und ein signifikant geringeres Konzentrationsmaximum auf (Tab. 4-4). Der gesamte Durchbruch dauerte zudem länger und zeigte ein leichtes Tailing. Während das Konzentrationsmaximum beim Lössboden exakt nach einem Porenvolumen erreicht wurde, konnte beim Sandboden ein geringfügiges Vorseilen beobachtet werden.

Offensichtlich bedingte die Porenstruktur des Lössbodens eine intensivere Durchmischung des Bromids mit der Bodenlösung. Der höhere Wassergehalt des Lössbodens führte zudem zu einer geringeren Porenwassergeschwindigkeit und zu einer längeren und diffusionssteigernden Verweilzeit des Bromids in der Bodensäule. Durch Dispersionsprozesse nach dem Durchbruch der Hauptfront kam es zum Tailing mit geringen Konzentrationen. Der Sandboden ließ hingegen eine diffusive Durchmischung nur in geringerem Ausmaße zu und zeigte deshalb den engen Peak mit hohem Maximum. Das leicht vorseilende Konzentrationsmaximum weist aber auf eine Dispersion der Bromidfront hin, deren Vorrücken im Lössboden scheinbar gleichmäßiger ablief und zu geringeren Dispersionskoeffizienten führte (Tab. 4-5).

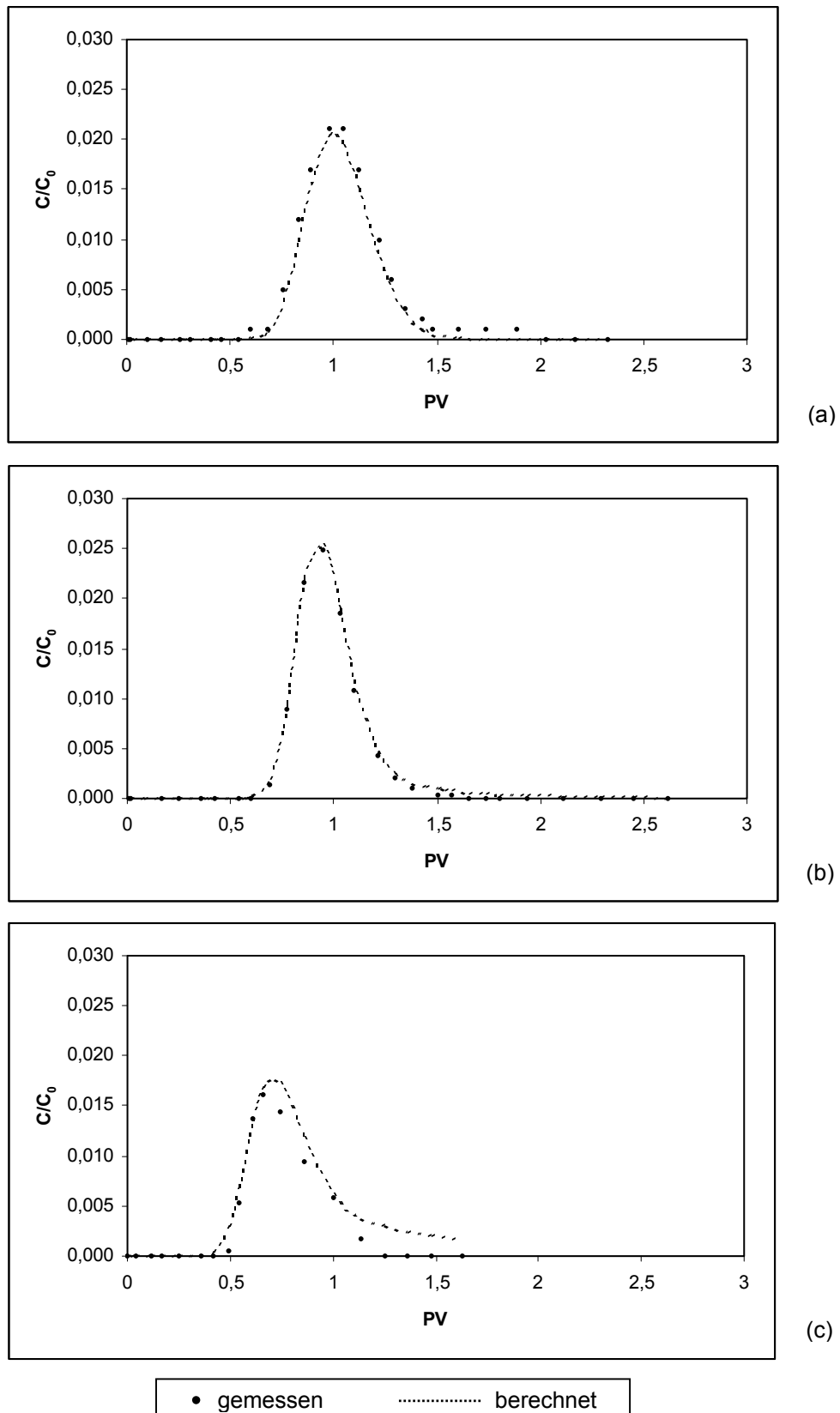


Abb. 4-9: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchkurven der gestörten Versuchsvarianten beispielhaft an Einzelsäulen. (a) Lössboden, Standort Hassenhausen, Variante 2 mm, (b) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 2 mm, (c) Sandboden, Standort Bruchköbel, Variante 10 mm

Tab. 4-4: Durchbruchcharakteristik für die gestörten 2 mm-Varianten der beiden Böden sowie der 10 mm-Variante des Sandbodens*

Variante		DB _{Start}	DB _{Max}	DB ₅₀	DB _{Ende}	C/C _{0Max}	Wdf.
		[PV]	[PV]	[PV]	[PV]	[c/c ₀]	[%]
Löss 2 mm	MW (n=4)	0,62a	1,02a	1,01a	2,36a	0,020a	100,0a
	Vk [%]	7,13	3,85	2,28	9,49	7,3	0,34
Sand 2 mm	MW (n=4)	0,65a	0,92b	0,91b	2,14a	0,024b	99,8a
	Vk [%]	3,33	2,46	2,06	13,85	6,10	0,23
Sand 10 mm	MW (n=2)	0,51b	0,69c	0,72c	1,21b	0,016c	90,8a
	Vk [%]	3,92	4,35	2,03	5,79	1,89	0,61

* unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede (Signifikanzniveau $\leq 0,05$)

Für beide Böden konnte das Durchbruchverhalten sehr gut durch die Anpassung der berechneten Kurve an die gemessenen Werte abgebildet werden (Abb. 4-9; Tab. 4-5). Insbesondere der Bereich der Peaks wurde gut erfasst, wohingegen CXTFIT das Tailing beim Lössboden nahezu völlig vernachlässigt. Dadurch wurde der Dispersionskoeffizient für den Löss vermutlich leicht unterschätzt.

Während das Modell mit Werten für β nahe 1,0 fast das gesamte Wasser in der Säule als mobil bewertete, weist das beobachtete Tailing auf immobile Bereiche in der Säule hin. Diese Bereiche nahezu immobilen Wassers wirkten beim Transport zunächst als Senke für Bromid und trugen durch spätere Rückdiffusion zum langsamen Abklang der Bromidkurve bei. Trotz der stationären Fließbedingungen muss also in den Säulen von kleinräumig differenzierbaren Ungleichgewichten ausgegangen werden.

Tab. 4-5: Ergebnisse der Parameterbestimmung für die 2 mm-Varianten der beiden Böden sowie für die 10 mm-Variante des Sandbodens

Variante		D [cm ² *d ⁻¹]	β [-]	Ω [-]	r ² [-]
Löss_2mm	MW (n=4)	1,91a	0,983a	10 ⁻⁸ a	0,98a
	Vk [%]	11,42	1,75	0	1,17
Sand_2mm	MW (n=4)	2,03a	0,944a	10 ⁻⁸ a	0,98a
	Vk [%]	10,47	4,02	0	0,47
Sand_10mm	MW (n=2)	2,34a	0,728b	0,428a	0,97a
	Vk [%]	5,33	0,69	14,85	0,67

* unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede (Signifikanzniveau $\leq 0,05$)

- D = scheinbarer Dispersionskoeffizient
 β , Ω = dimensionslose Stoffaustauschkoeffizienten
r² = Güte der Anpassung

Die Durchbruchkurve der 10 mm-Variante des Sandbodens zeigt eine leichte Schiefe mit steilem Anstieg der Konzentrationen (Abb. 4-9c). Das Konzentrationsmaximum wurde nach 0,72 PV erreicht und eilte damit der Wasserfront voraus (Tab. 4-4).

Dieses Verhalten kann mit dem hohen Anteil grober Poren in Bezug gebracht werden. Im vorangegangenen Kapitel wurde beschrieben, dass in dieser Versuchsvariante Poren bis zu einem mittleren Durchmesser von über 300 μm wasserführend gewesen sein können. Unter dieser Annahme und bei einem Anteil an Poren $> 120 \mu\text{m}$ von rund 40 % musste mit vorausseilenden Flüssen gerechnet werden. Der Durchbruch endete im Mittel nach nur 1,21 PV und zeigte kein Tailing.

Der geschätzte Dispersionskoeffizient war für die 10 mm-Variante höher als für die 2 mm-Variante des Sandbodens (Tab. 4-5) und bildete damit die Schiefe der Kurve und die vorausseilende Konzentrationsfront ab. Durch die geringen Werte für β konnte CXTFIT den Kurvenanstieg sowie den Peak relativ exakt anpassen. Allerdings bedeuten die geringen β -Werte, dass das Modell rund 30 % des Wassers in der Säule als immobil einschätzte. Die mögliche Diffusion in und spätere Rückdiffusion aus diesen immobilen Bereichen führte dazu, dass das Ende der Durchbruchskurve nicht richtig erfasst werden konnte und CXTFIT ein Tailing berechnete.

4.3.2 Ungestörte Bodenmonolithe

Sandboden, Standort Bruchköbel

Das Durchbruchverhalten des Sandbodens in Abhängigkeit von der Bodennutzung wird beispielhaft anhand der Säulen P_3, DS_3 und GL_1 dargestellt (Abb. 4-10). Zum Vergleich werden die Durchbruchcharakteristika gemittelt über alle Säulen zusammengefasst und signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten herausgestellt (Tab. 4-6).

Bei der **Pflugvariante** des Sandbodens konnten schon nach 0,05 PV die ersten Tracerspuren nachgewiesen werden (Abb. 4-10 a; Tab. 4-6). Danach stiegen die Konzentrationen sehr schnell an und erreichten bereits bei 0,3 PV das Maximum. Mit einem Konzentrationsverhältnis (C/C_0) von 0,013 war das Maximum signifikant niedriger als bei der Direktsaatvariante (0,019) (Abb. 4-10 b). Nach Erreichen des Maximums nahmen die Konzentrationen nur sehr langsam ab. Die Durchbruchskurve zeigt mehrere kleine Sättel und ein ausgeprägtes Tailing.

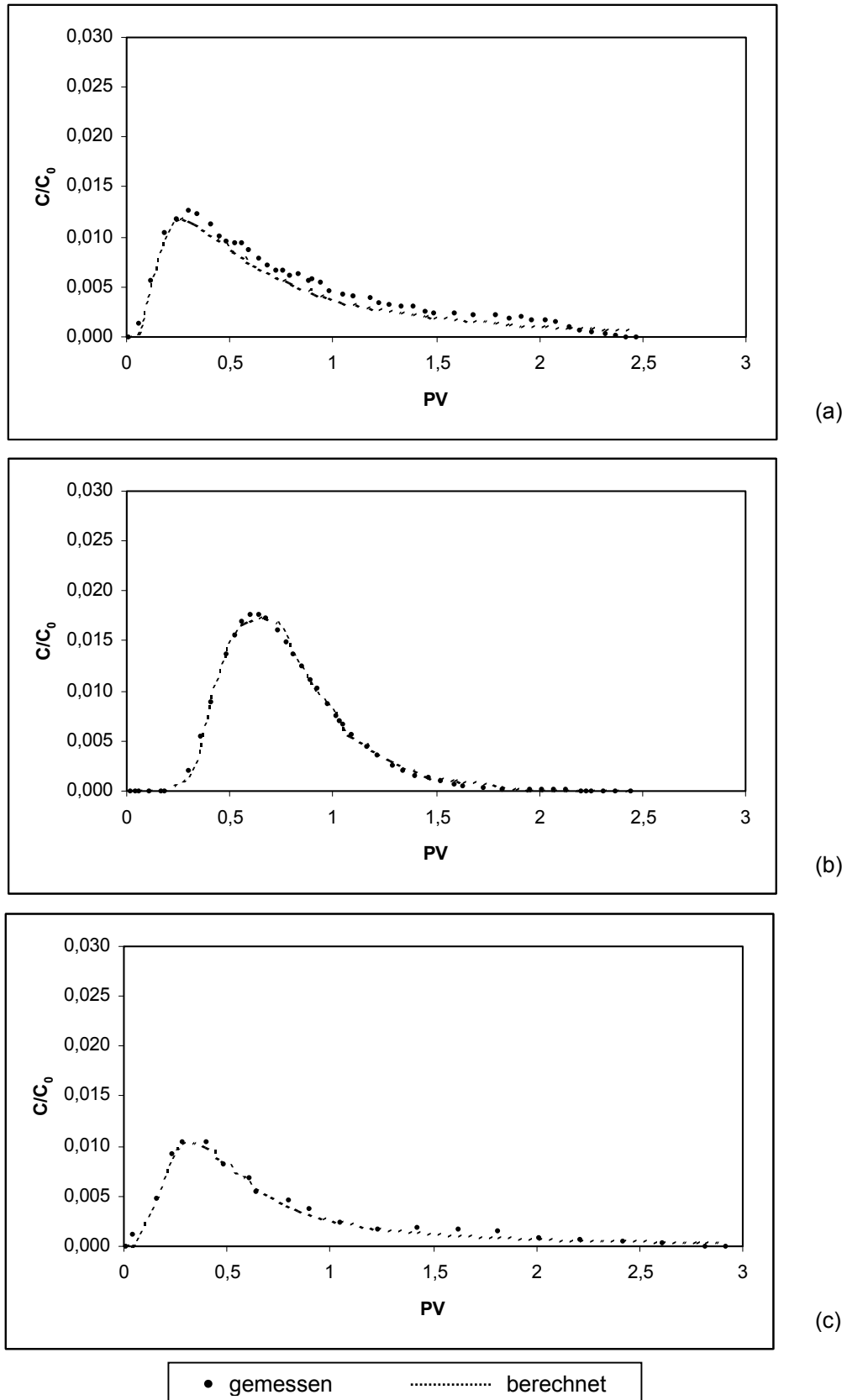


Abb. 4-10: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchskurven beispielhafter Bodenmonolithe des Sandbodens, Standort Bruchköbel unter differenzierter Nutzung. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante

Die Sättel bei ca. 0,5 und 1,0 PV sind offenbar von charakteristischer Bedeutung, da sie bei allen Versuchsparallelen zu beobachten waren. Sie können darauf hinweisen, dass verschiedene Porensysteme unterschiedlich schnell angesprochen haben. Durch die gewählte Beregnungsrate war der Durchfluss aber so hoch, dass sich keine Einzelereignisse trennen ließen, sondern zur beobachteten Kurve verschmolzen. Erst nach rund 2,4 PV konnte kein Bromid mehr im Perkolat nachgewiesen werden (Tab. 4-6).

Bei der **Direktsaatvariante** begann der Tracerdurchbruch bei 0,3 PV und erreichte das Maximum nach dem Austausch von 0,64 PV (Abb. 4-10 b). Der Durchbruch endete nach 1,82 PV. Zu diesem Zeitpunkt konnten im Mittel 92,5 % des zugegebenen Bromids im Perkolat nachgewiesen werden. Dem steilen Konzentrationsanstieg stand ein etwas weniger steil abfallender Kurvenast entgegen, der bei 1,0 PV einen kleinen Sattel und bis 1,82 PV ein leichtes Tailing zeigte.

Tab. 4-6: Durchbruchcharakteristik der ungestörten Bodenmonolithe des Sandbodens*

Variante		DB _{Start}	DB _{Max}	DB ₅₀	DB _{Ende}	C/C _{0Max}	Wdf.
		[PV]	[PV]	[PV]	[PV]	[c/c ₀]	[%]
Pflug	MW (n=3)	0,05a	0,27a	0,57a	2,46a	0,013a	95,6a
	Vk [%]	46,77	8,00	12,97	2,63	11,75	5,43
Direktsaat	MW (n=4)	0,26b	0,57b	0,63a	1,97b	0,019b	92,5a
	Vk [%]	27,82	12,79	4,70	5,24	19,49	3,25
Grünland	MW (n=2)	0,23a	0,47a	0,66ab	2,74a	0,011ab	99,4a
	Vk [%]	82,22	39,78	18,42	3,11	7,58	0,25

* unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede (Signifikanzniveau $\leq 0,05$)

Unter **Grünlandnutzung** begann der Bromiddurchbruch bei der sandigen Braunerde schnell nach der Applikation (Abb. 4-10 c). Nach raschem Konzentrationsanstieg wurde das Maximum bei rund 0,3 Porenvolumen erreicht. Bei ca. 0,6 PV zeigt die Durchbruchskurve einen Sattel, bei dem es sich vermutlich um ein weiteres Maximum handelte, welches aber im Vergleich zum Hauptmaximum so schwach war, dass es nicht als Einzelpeak in der Kurve abgebildet wurde. Die Konzentrationen nahmen nach dem Durchbruch der Hauptfront nur langsam ab und bildeten ein Tailing.

Für die Grünlandsäulen wäre ein ähnliches Durchbruchverhalten wie unter Direktsaat zu erwarten gewesen, da die fehlende Störung des natürlichen Porensystems zu vergleichbaren Verhältnissen geführt hat (vgl. Kap. 4.1). Die Beobachtung zeigte aber ein signifikant verschiedenes Verhalten der beiden Varianten (Tab. 4-6). Der rasche

Tracerdurchbruch bei der Grünlandvariante weist daher vermutlich auf einen Zusammenhang mit der Durchwurzelung hin, die den substanziellen Unterschied zwischen den Varianten bildete. Wurzelbahnen können unter Grünland präferenzielle Fließpfade gebildet und zu dem beobachteten Durchbruchgeschehen beigetragen haben (SONNEVELD ET AL., 2003). Außerdem bedingte der dichte Wurzelfilz deutliche Unterschiede im Infiltrationsverhalten und kann zur Entstehung präferentieller Flüsse beigetragen haben (MCINTOSH ET AL., 1999; VAN DER KAMP ET AL., 2003).

Die natürliche Lagerung bedingte auch auf den eng benachbarten Entnahmestandorten kleinräumige Differenzierungen. Dennoch sind die Variationskoeffizienten für die Versuchsvarianten unter Ackernutzung als gering zu bewerten. Lediglich die Versuchsp parallelen der Grünlandsäulen variierten im Durchbruchverhalten sehr stark und wiesen daher sehr hohe Variationskoeffizienten auf. Die großen Variationen verdeutlichen die räumlichen Differenzierungen der Bodeneigenschaften unter völlig unbeeinflussten natürlichen Bedingungen und die Schwierigkeit, solche Systeme in Laboruntersuchungen abzubilden. Aus den Variationen ergeben sich Unsicherheiten beim Vergleich der Grünlandversuche mit den übrigen Varianten, die bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen.

Die Modellierung der Bromiddurchbrüche lieferte für alle Versuchsvarianten gute Ergebnisse mit hohen Anpassungsgüten (Tab. 4-7). Insbesondere die Durchbrüche der Direktsaatsäulen konnten sehr exakt abgebildet werden. Bei der Pflugvariante wurden die Konzentrationen nach dem Peak leicht unterschätzt und die beschriebenen Sättel gänzlich vernachlässigt. Sowohl bei der Pflug- als auch bei der Grünlandvariante schätzte CXTFIT das Ende der Durchbrüche später und näherte die berechnete Kurve asymptotisch der Achse an.

Die Streuung der Werte über die Wiederholungen einer Variante sind für die Böden unter Ackernutzung wie auch bei der Durchbruchcharakteristik als gering zu bezeichnen, wohingegen die Variation der Grünlandsäulen hoch ist.

Tab. 4-7: Ergebnisse der Parameterbestimmung für die ungestörten Bodenmonolithe des Sandbodens

Variante		D [cm ² *d ⁻¹]	β	Ω	r ²
Pflug	MW (n=3)	71,85a	0,83a	10 ⁻⁴ a	0,95a
	Vk [%]	16,75	10,38	0	1,68
Direktsaat	MW (n=4)	10,23b	0,70b	0,11a	0,99b
	Vk [%]	41,64	3,43	100,51	0,20
Grünland	MW (n=2)	230,55c	0,77ab	0,16a	0,99c
	Vk [%]	70,90	13,73	100,00	0,10

* unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede (Signifikanzniveau ≤ 0,05)

Die Pflugvariante zeigte gegenüber der Direktsaatvariante deutlich höhere Dispersionskoeffizienten, die sich aus den schnellen anfänglichen Tracerdurchbrüchen sowie dem nachfolgenden Tailing ergeben. Die berechneten Werte unterstützen somit die Annahme unterschiedlich schnell ansprechender Porensysteme, die zur Aufteilung der Bromidfront geführt haben.

In Säulenversuchen mit dem gleichen Boden fand LÜTKEMÖLLER (1995) für die Dispersionskoeffizienten ähnliche, aber undeutlichere Unterschiede zwischen den beiden Bearbeitungsvarianten heraus. Offensichtlich haben sich die bearbeitungsbedingten Unterschiede in der Zwischenzeit weiter manifestiert.

Im Unterschied zu den gestörten Versuchsvarianten berechnete CXTFIT bei allen ungestörten Bodenmonolithen β-Werte deutlich unter 1,0. Das Modell schätzt also, dass rund 20-30 % des vorhandenen Bodenwassers nicht am Transport beteiligt waren, was eine mögliche Erklärung für die frühen Tracerdurchbrüche bietet. Dies stützt die Vermutung, dass neben quasi immobilen Regionen in den Säulen auch Bereiche vorhanden gewesen sein müssen, in denen die Fließgeschwindigkeiten deutlich erhöht waren.

Der gegenüber der Direktsaatvariante signifikant höhere mobile Wasseranteil der Pflugvariante kann für den deutlich längeren Durchbruch verantwortlich gemacht werden. Neben schnellen Fließbewegungen auf präferenziellen Pfaden hat offenbar eine langsame Wasserbewegung in der Matrix stattgefunden, die das Tailing verursachte. Da das langsam sickende Wasser in diesen engen Poren offensichtlich am Stofftransport beteiligt war, wurde es vom Modell folgerichtig dem mobilen Wasseranteil zugeschrieben.

Die modellierten Dispersionskoeffizienten der Grünlandvariante waren entsprechend der ähnlichen Durchbruchkurven vergleichbar mit denen der Pflugvariante. Allerdings war auch für diesen Parameter eine hohe Variation festzustellen. Die Werte für β wiesen mit den natürlich gelagerten Ackerböden vergleichbare Werte auf. Auch unter Grünland schätzt das Modell, dass rund 30 % des Porenvolumens nicht am Transport beteiligt waren.

Unterboden der sandigen Braunerde

Von der ungestörten Variante des Unterbodens der sandigen Braunerde standen zu Beginn des Versuchs zwei Säulen zu Verfügung. In der Vorbereitungszeit zeigte eine Säulen von beiden wiederholt Wasserstauungen an der Oberfläche, weshalb die Säule schließlich verworfen werden musste. Statistische Berechnungen entfallen daher für diese Versuchsvariante.

Die parallel eingesetzten Säulen mit gestörtem Unterbodenmaterial zeigten ein mit den gestörten Oberbodensäulen vergleichbares Durchbruchverhalten. Die Ergebnisse dieser Versuchsvarianten sind im Anhang dokumentiert. (Tab. A-3).

Bei der ungestörten Unterbodensäule begann der Tracerdurchbruch unmittelbar nach der Applikation und erreichte nach nur 0,15 PV das Konzentrationsmaximum. Danach sanken die Bromidkonzentrationen rasch, konnten aber auf geringem Niveau noch bis 2,9 PV nachgewiesen werden (Abb. 4-11; Tab. 4-8).

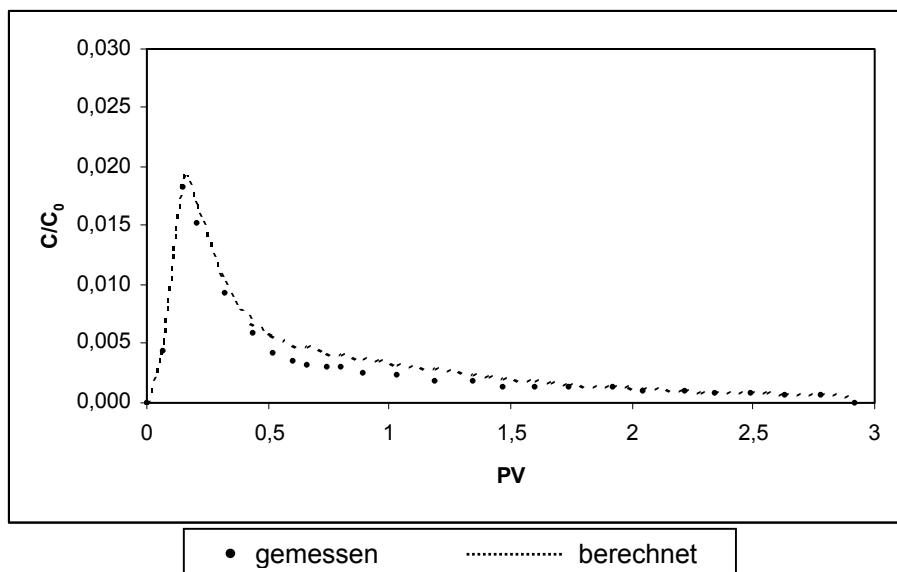


Abb. 4-11: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchkurven der ungestörten Bodensäule aus dem Unterboden des Sandbodens, Standort Bruchköbel

Die Modellierung konnte dieses Durchbruchverhalten sehr gut erfassen (Abb. 4-11). Die Anpassung an das frühe Konzentrationsmaximum bedingte geringe Werte für den mobilen Wasseranteil (β), den das Programm auf lediglich ca. 32 % schätzt (Tab. 4-8). Unter Berücksichtigung der groben Textur (Mittelsand) ist diese Parameterschätzung diskussionswürdig, da ein gleichmäßiger Fluss unter Beteiligung nahezu aller Porenbereiche hätte erwartet werden können. Offenbar hatte die Verdichtung (vgl. Abb. 4-3, Kap. 4.1) des sandigen Unterbodens hier Einfluss auf das Fließgeschehen und hat zur Bildung präferenzierter Fließpfade geführt. Der Skelettgehalt war dabei vermutlich von zusätzlicher Bedeutung. An in der Matrix eingebetteten Steinen können sich Fließpfade konzentrieren und in gebündelter Form zum „funnel flow“-Mechanismus beitragen (KUNG, 1993).

Tab. 4-8: Durchbruchcharakteristik und Ergebnisse der Parameterbestimmung für den ungestörten Unterboden des Sandbodens

Variante	DB _{Start}	DB _{Max}	DB ₅₀	DB _{Ende}	C/C _{0Max}	Wdf.
	[PV]	[PV]	[PV]	[PV]	[c/c ₀]	[%]
Unterboden	0,07	0,15	0,40	2,92	0,0183	93,3
Parameterschätzung	D [cm ² *d ⁻¹]	β	Ω		r^2	
Unterboden	219,00	0,355	1,34		0,97	

Lössboden, Standort Hassenhausen

Grundsätzlich zeigten die Versuchsvarianten des Lössbodens ähnliche Durchbruchcharakteristika wie die Varianten des Sandbodens. Das Durchbruchverhalten des Lössbodens in Abhängigkeit von der Bodennutzung wird beispielhaft anhand der Säulen P_1, DS_3 und GL_1 dargestellt (Abb. 4-12).

Auch bei der Parabraunerde sprachen die Säulen der **Pflugvariante** früher an als die der Direktsaatvariante und wiesen schon nach 0,12 PV geringe Tracerkonzentrationen im Perkolat auf. Nach schneller Steigerung erreichte der Durchbruch bei 0,29 PV sein Maximum, welches mit einem Konzentrationsverhältnis (C/C₀) von 0,012 im Vergleich zur Direktsaatvariante signifikant geringer war. Während in der Direktsaatvariante der Durchbruch von 50 % des zugegebenen Tracers sehr eng mit dem Durchbruchmaximum vergesellschaftet war, konnte dies für die Pflugvariante nicht festgestellt werden. Durch den steilen Konzentrationsanstieg unmittelbar nach der Applikation wurde die Hälfte des Bromids erst deutlich nach dem Peak, dennoch signifikant früher als bei der DS-Variante wiedergefunden (Tab. 4-9).

Tab. 4-9: Durchbruchcharakteristik der ungestörten Bodenmonolithe des Lössbodens, Standort Hassenhausen*

Variante		DB _{Start}	DB _{Max}	DB ₅₀	DB _{Ende}	C/C _{0Max}	Wdf.
		[PV]	[PV]	[PV]	[PV]	[c/c ₀]	[%]
Pflug	MW (n=4)	0,11a	0,26a	0,56a	2,32a	0,011a	99,7a
	Vk [%]	7,42	28,81	15,24	1,76	12,74	1,00
Direktsaat	MW (n=4)	0,34b	0,62b	0,66b	1,70b	0,014b	99,5a
	Vk [%]	2,46	6,10	0,81	5,98	7,79	0,60
Grünland	MW (n=2)	0,07a	0,18a	0,36ab	2,00ab	0,021ab	95,9a
	Vk [%]	53,85	16,67	44,13	24,81	51,31	3,27

* unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede (Signifikanzniveau $\leq 0,05$)

Bei der **Direktsaatvariante** begann der Tracerdurchbruch, nachdem 0,33 PV des Bodenwassers ausgetauscht waren. Die Konzentrationen erreichten bei 0,68 PV mit einem Verhältnis zur applizierten Konzentration von 0,016 ihr Maximum und sanken anschließend in ähnlicher Rate wie sie angestiegen waren. Unmittelbar vor dem Maximum hatten bei 0,66 PV in der Summe bereits 50 % des Bromids die Säule durchtreten. Nach etwa 1,0 PV verflacht die Durchbruchskurve und zeigt ein leichtes Tailing, bis nach 1,56 PV kein Bromid mehr im Perkolat nachgewiesen werden konnte. Die einzelnen Säulen dieser Versuchsvariante zeigten ein sehr ähnliches Verhalten mit geringen Variationskoeffizienten. Insgesamt konnten durchschnittlich rund 99,5 % des zugegebenen Bromids nachgewiesen werden.

Unter **Grünland** konnte wie beim Sandboden ein mit der Pflugvariante vergleichbares Durchbruchverhalten beobachtet werden. Nach 0,2 PV wurde das Durchbruchmaximum signifikant früher erreicht als beim Sandboden. Dem Maximum folgte eine nahezu kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen bis nach 2,5 PV kein Bromid mehr im Perkolat nachgewiesen werden konnte. Hohe Variationen zwischen den einzelnen Versuchsp parallelen waren für die Grünlandsäulen auch beim Lössboden zu beobachten.

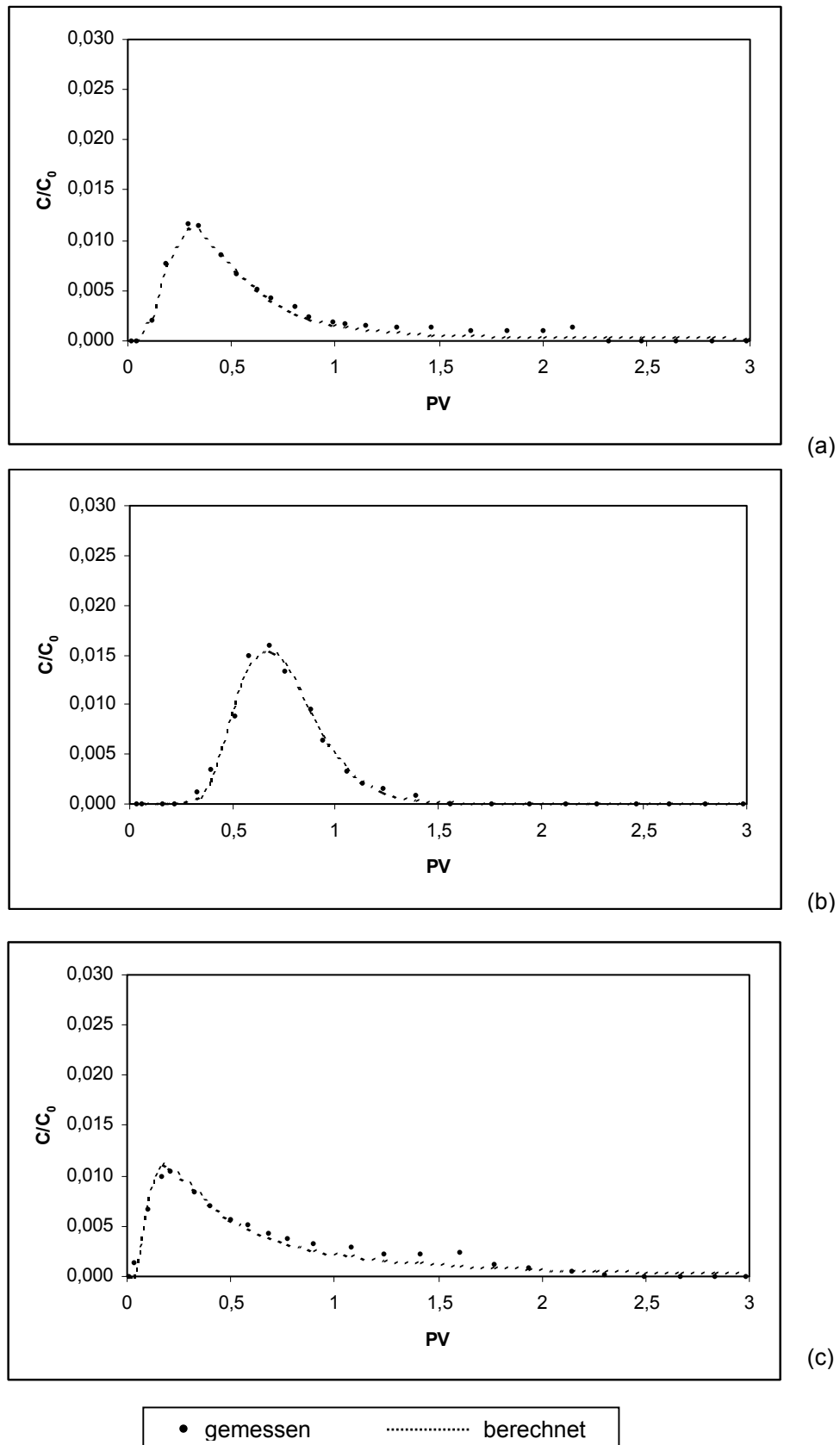


Abb. 4-12: Gemessene und berechnete Bromiddurchbruchkurven beispielhafter Bodenmonolithe des Lössbodens, Standort Hassenhausen unter differenzierter Nutzung. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante

Entsprechend des beobachteten Durchbruchverhaltens bestimmte CXTFIT für die Grünland- und Pflugsäulen einen deutlich höheren Dispersionskoeffizienten als für die Direktsaatvariante (Tab. 4-10). Die Werte für den mobilen Wasseranteil (β) waren im Vergleich zu den Sandsäulen etwas niedriger, eine Signifikanz ließ sich aber dafür nicht feststellen.

Tab. 4-10: Ergebnisse der Parameterbestimmung für die ungestörten Bodenmonolithe des Lössbodens*

Variante		D [cm^2d^{-1}]	β	Ω	r^2
Pflug	MW (n=4)	78,14a	0,64a	$1,0 \cdot 10^{-1}a$	0,973a
	Vk [%]	37,68	15,63	141,42	1,67
Direktsaat	MW (n=4)	13,06b	0,76a	$6,9 \cdot 10^{-3}a$	0,991a
	Vk [%]	21,37	0,99	108,22	0,27
Grünland	MW (n=2)	248,32c	0,58a	0,276a	0,938a
	Vk [%]	14,88	71,32	100,00	2,77

* unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Mittelwertunterschiede (Signifikanzniveau $\leq 0,05$)

Zusammenfassend lassen sich für beide untersuchten Böden deutliche Unterschiede zwischen dem Durchbruchverhalten der gestörten und der ungestörten Versuchsvarianten festhalten:

- Der Tracerdurchbruch fand bei den gestörten Versuchsvarianten gleichmäßiger statt und bildete sich in parabelförmigen Durchbruchkurven ab.
- Die ungestörten Bodenmonolithe zeigten vorgelagerte Durchbruchmaxima, die auf vorauseilende Flüsse zurückgeführt werden.
- Nach frühen Durchbruchspeaks waren insbesondere bei den Pflug- und Grünlandsäulen lange Tailings mit geringen Konzentrationen zu beobachten.
- Die berechneten Dispersionskoeffizienten waren für die ungestörten Versuchsvarianten jeweils deutlich höher, wohingegen die Werte für den mobilen Wasseranteil (β) geringer waren.

Aus diesen Unterschieden wird klar, dass sich gestörte Bodensäulen nicht dazu eignen, die Stoffverlagerung im natürlichen Boden abzubilden. Das gestörte Porensystem bedingt völlig andere Fliessvorgänge und verhindert weitgehend präferenzielles Fliessen, das unter natürlichen Bedingungen als dominanter Prozess zu betrachten ist (z. B. ANDREINI & STEENHUIS, 1990; EDWARDS ET AL., 1992; CHEN ET AL., 1999; SCHOEN ET AL., 1999).

Bei den ungestörten Versuchsvarianten lassen sich nur wenige Differenzen zwischen den eingesetzten Bodentypen identifizieren (Abb. 4-13). Generell begann der Bromiddurchbruch beim Sandboden signifikant früher als beim Lössboden (Signifikanzniveau $\leq 0,01$). Trotz des höheren Anteils an Feinporen war der Durchbruch aber beim Lössboden, auf die Einheit Porenvolumen bezogen, schneller beendet als beim Sandboden.

In der Gesamtbetrachtung kann jedoch festgehalten werden, dass die Unterschiede zwischen den Bodentypen im Vergleich zu den bearbeitungs- und nutzungsbedingten Unterschieden in den Hintergrund treten. Für beide Böden lassen sich aus der Parameterbestimmung sowie aus den Ableitungen von den Durchbruchkurven folgende Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten identifizieren:

- Der Beginn des Tracerdurchbruchs erfolgte in den Säulen der Pflug- und Grünlandvarianten signifikant früher als in den Direktsaatsäulen.
- Das Durchbruchmaximum des Bromids wurde bei den Pflug- und Grünlandsäulen früher erreicht und war verhältnismäßig geringer als bei den Direktsaatsäulen.
- Die Durchbrüche der Pflug- und der Grünlandvarianten zeigten ein relativ langes Tailing; die Durchbrüche der Direktsaatvariante waren früher beendet.
- CXTFIT schätzte für die Direktsaatböden geringere Dispersionskoeffizienten.

Die Bodennutzung und -bearbeitung hat die Transportcharakteristika beider Böden gleichermaßen verändert, so dass trotz der unterschiedlichen Bodeneigenschaften ähnliche Durchbruchsszenarien zu beobachten waren. Entscheidend für den Transport nicht-reaktiver Stoffe sind also offenbar weniger die spezifischen Eigenschaften der Bodentypen als vielmehr die Effekte der Bodennutzung und Bodenbearbeitung, die andere Bodeneigenschaften in ihrem Einfluss überprägen.

Die Ergebnisse der Verlagerungsversuche mit dem gelösten Tracer Bromid werfen die Frage auf, inwieweit die Ergebnisse auch für den partikulären Stofftransport Gültigkeit haben bzw. ob sich Zusammenhänge zwischen dem gelösten und dem kolloidalen Transport identifizieren lassen. Im folgenden Kapitel werden deshalb zunächst die Ergebnisse der Transportversuche mit Mikrosphären dargestellt. Dieser Darstellung schließt sich eine umfassende Diskussion des unterschiedlichen Transportverhaltens der einzelnen Versuchsvarianten an.

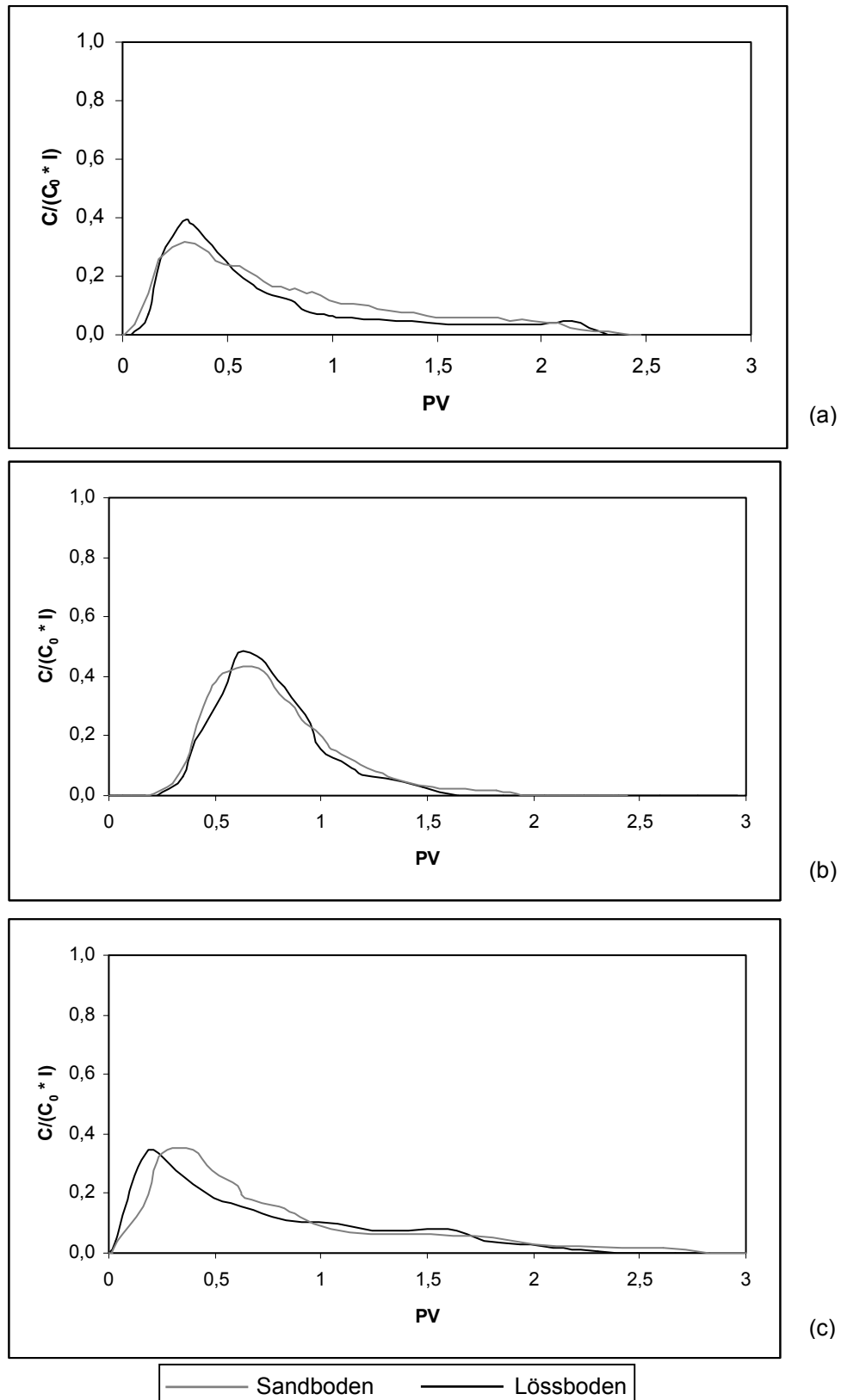


Abb. 4-13: Vergleich des Bromiddurchbruchsverhaltens der eingesetzten Böden unter differenzierter Nutzung. Zum Vergleich der Varianten wurden die relativen Konzentrationen zusätzlich auf die Inputmengen $[C/(C_0 * I)]$ normiert, die versuchsbedingt unterschiedlich waren. (a) Pflugvarianten, (b) Direktsaatvarianten, (c) Grünlandvarianten

4.4 Verlagerung der Mikrosphären

Die Verlagerung der Mikrosphären in den Bodensäulen wird im Folgenden anhand der Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat sowie in den beprobten Bodensegmenten beschrieben.

Im quantitativen Nachweis der Mikrosphären gab es verschiedentlich Schwierigkeiten, da die Partikelkonzentrationen in einigen Proben unterhalb der Grenze für eine statistisch belastbare Quantifizierung lagen. Sowohl in den Perkolatproben als auch in den Bodenproben waren davon die Mikrosphären der Größe 4,5 μm betroffen. Deren technisch bedingt geringe Inputkonzentration reichte in aller Regel nicht aus, um hinreichende Konzentrationen in den Perkolatproben zu gewährleisten. Aus diesem Grund werden diese Ergebnisse nur im Einzelfall dargestellt und lediglich qualitativ bewertet. Auf die quantitative Darstellung wird an dieser Stelle verzichtet, die Konzentrationen im Boden der einzelnen Varianten sind im Anhang dokumentiert.

4.4.1 Gestörte Bodensäulen

Im Perkolat der auf 2 mm abgeseibten Varianten beider Böden konnten im gesamten Versuchszeitraum keine Mikrosphären nachgewiesen werden. In diesen künstlichen Systemen war also eine Tiefenverlagerung der Partikel mit dem Sickerwasser über eine Distanz von rund 40 cm bis zum Säulenauslass selbst nach Austausch von 5 bis 7 Porenvolumen nicht möglich.

Die sich den Infiltrationsversuchen anschließende Extraktion der schichtweise entnommenen Bodenmischproben sollte Aufschluss darüber geben, ob sich während der Versuchszeit der Massenschwerpunkt der Mikrosphären trotzdem verlagert hatte. Bei der Entnahme der Bodenproben wies die Oberfläche der gestörten Löss-Säulen gefärbte Bereiche von dort zurückgehaltenen Mikrosphären auf. An diesen Stellen wurde ein Eindringen der Partikel in die Bodenmatrix unmittelbar an der Bodenoberfläche verhindert. Derartig auffällig gefärbte Bereiche fehlten bei den Sandsäulen zwar gänzlich, dennoch bestätigte die Analyse der Bodenproben, dass der Massenschwerpunkt der Mikrosphären in beiden Böden in den obersten 2 cm lag (Abb. 4-14). In der dem Boden aufliegenden Schicht aus Glaskugeln (Durchmesser 4 mm) wurden je nach Größe 2 % (0,5 und 1 μm) bis 40 % (4,5 μm) der applizierten Mikrosphären zurückgehalten.

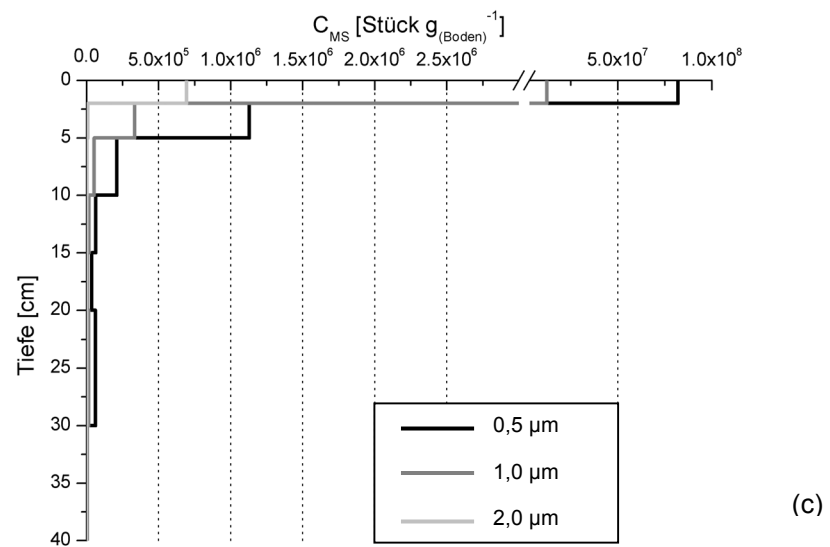
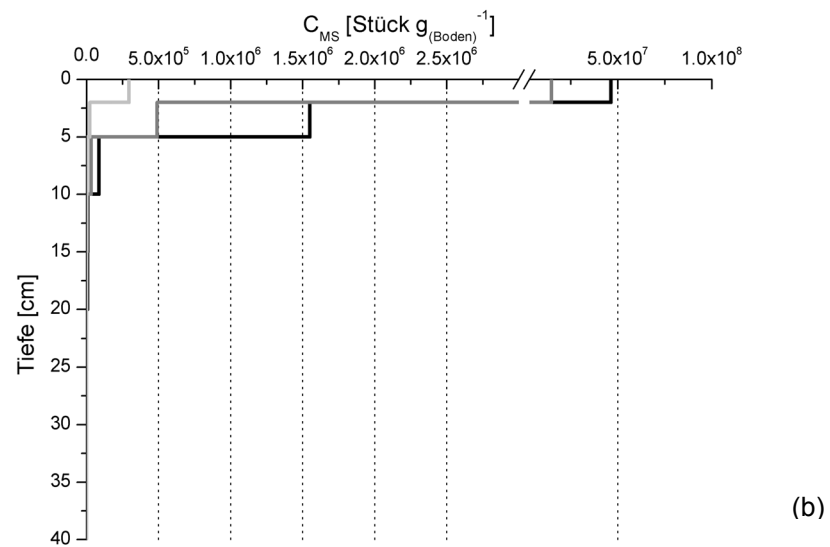
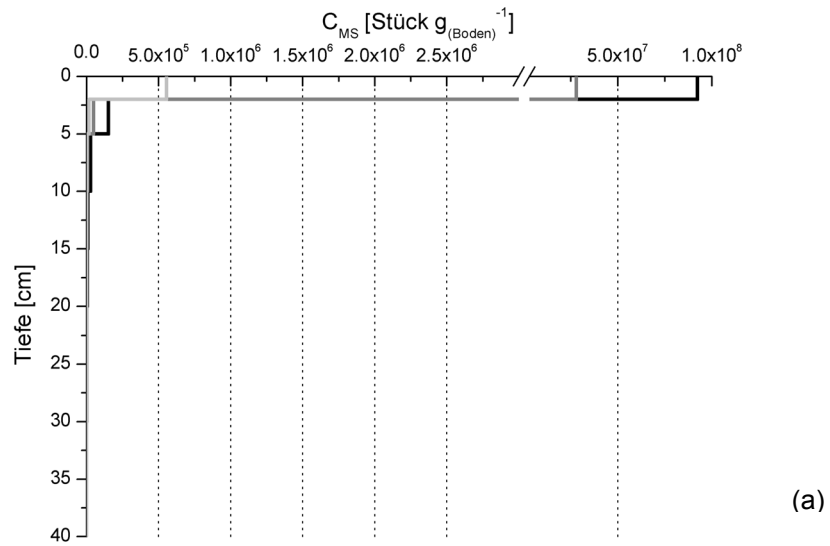


Abb. 4-14: Konzentrationsprofile der Mikrosphären in typischen Bodensäulen der gestörten Versuchsvarianten (Achsenbruch beachten!). (a) Lössboden, Variante 2 mm, (b) Sandboden, Variante 2 mm, (c) Sandboden, Variante 10 mm

Die maximale Transportdistanz lag in beiden Böden durchschnittlich bei 20 cm. Sehr vereinzelt konnten im Bodensegment bis 30 cm noch Partikel nachgewiesen werden, allerdings in einem quantitativ nicht belastbaren Umfang (vgl. Kap. 3).

Die unterschiedliche Größe führte zu einer Differenzierung der Transportdistanzen der eingesetzten Mikrosphären. Während die Mikrosphären mit einem Durchmesser von 4,5 µm nur im obersten Bodensegment bis 2 cm Tiefe nachgewiesen werden konnten, wurden die 2 µm Partikel im Lössboden bis zu 5 cm, im Sandboden bis zu 10 cm tief verlagert. Die maximale Transportdistanz erreichten lediglich die kleineren Mikrosphären. Dabei konnte zwischen der Tiefenverlagerung der 0,5 µm und 1 µm großen Mikrosphären kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Wenn sich auch in der maximalen Transportdistanz und dem Konzentrationsschwerpunkt kein Unterschied zwischen den Böden zeigte, so waren die in den Bodensegmenten wiedergefundenen Anteile der Mikrosphären dennoch signifikant verschieden. Im Sandboden wurden durchschnittlich 7,3 % (0,5 µm) bzw. 9,4 % (1 µm) der Mikrosphären über die ersten beiden Bodenzentimeter hinaus verlagert. In den Bodenproben der Lösssäulen konnten unterhalb von 2 cm lediglich 0,38 % (0,5 µm) bzw. 0,45 % (1 µm) der Partikel nachgewiesen werden.

Nur in der auf 10 mm abgeseibten Variante des Sandbodens wurden in geringem Umfang Mikrosphären der Größen 0,5 µm und 1 µm im Perkolat nachgewiesen. In den meisten Proben waren die Partikelkonzentrationen aber zu gering, um eine sichere quantitative Aussage zuzulassen. In Anbetracht der applizierten Mengen kann jedoch ausgesagt werden, dass insgesamt weniger als 1 Promille der Mikrosphären durch die Bodensäulen transportiert wurden (Tab. 4-11).

Tab. 4-11: Partikelnachweis im Perkolat der 10 mm-Variante des Sandbodens

mittlere Wiederfindung im Perkolat (n=2)	Partikel	
	0,5 µm	1,0 µm
absolut	2,4*10 ⁵	7,0*10 ⁴
% d. Inputs	4,5*10 ⁻⁴	3,6*10 ⁻⁴
Vk [%]	29,5	29,3

Das Konzentrationsprofil im Boden weist auch bei dieser Versuchsvariante den Schwerpunkt in den oberen beiden Bodenzentimetern auf (Abb. 4-14). Mit zunehmender Tiefe war eine Abnahme der Partikelkonzentrationen mit leicht erhöhten Konzentrationen in der Tiefenstufe 20-30 cm zu beobachten. Weniger als 5 % der Mikrosphären wurden unterhalb der obersten 2 cm wiedergefunden. Dabei war, anders als bei der 2 mm-Variante, eine Verteilung der Partikel bis zur Säulenbasis festzustellen.

Als zusammenfassendes Ergebnis der Versuche mit den gestörten Bodensäulen kann festgehalten werden, dass kolloidaler Transport nur in sehr geringem Umfang stattfinden konnte. Ähnlich geringe Wiederfindungen im Perkolat gestörter Bodensäulen beschreiben *SMITH ET AL.* (1985), die Versuche mit Bakteriophagen anstellten. Allerdings arbeiteten sie mit bis zu 30 mal höheren Beregnungsraten als in den hier vorgestellten Versuchen. *ABU-ASHOUR ET AL.* (1998) konnten ebenfalls keinen Transport von *Escherichia coli* Bakterien in vergleichbaren gestörten Säulen feststellen. Sie führen diese Beobachtung auf das Fehlen von für die Bakterien passierbaren Poren zurück, denn in Versuchsvarianten mit künstlichen Makroporen konnte eine Verlagerung der Keime nachgewiesen werden. Zu vergleichbar geringen Wiederfindungsraten kommen weitere Studien mit gestörten Bodensäulen (*GANNON ET AL., 1991A; GANNON ET AL., 1991B; THORPE ET AL., 1996*), die in der Regel Bakterien oder Viren einsetzten und die Eignung der eingesetzten Mikrosphären zur Simulation des Transports biologischer Kolloide bestätigen.

Der Konzentrationsschwerpunkt der Mikrosphären lag in allen Versuchsvarianten in den oberen beiden Bodenzentimetern. Die effektive Unterbindung der Kolloidverlagerung wird daher auf die mechanische Filtration zurückgeführt. Die oberflächlich gefärbten Teilbereiche der Lösssäulen weisen auf Effekte der Oberflächenfiltration hin. In diesen Teilbereichen konnte die Auflage aus Glasschrot eine Verschlammung der Bodenoberfläche offenbar nicht gänzlich verhindern. Auf dem ohnehin zur Verschlammung neigenden Lössboden haben die hohen Wassergehalte stellenweise zur „Versiegelung“ der Oberfläche geführt und damit ein Eindringen der Mikrosphären in die Bodenmatrix verhindert. Zusätzlich können die applizierten Mikrosphären die wenigen noch vorhandenen Poren selbst verstopft und dadurch den Filtrationseffekt verstärkt haben. In nicht verschlammten Teilbereichen

der Lösssäulen sowie bei den Sandsäulen konnten die Mikrosphären zwar in die Bodenmatrix eindringen, wurden aber oberflächennah zurückgehalten. Im Sandboden wurden dabei rund 20 mal so viele Mikrosphären über die oberen 2 cm hinaus in tiefere Bodenzonen verlagert als im Lössboden.

Diese Beobachtung lässt zunächst einen Zusammenhang mit der unterschiedlichen Porengrößenverteilung der beiden Böden vermuten, die beim Lössboden deutlich mehr Poren $< 3 \mu\text{m}$ aufwies. Generell sollte aber eine Verlagerung zumindest der kleineren Mikrosphären selbst in diesen Poren möglich gewesen sein. Zudem weist das Verhältnis des mittleren Korndurchmessers zum Partikeldurchmesser (d_m/d_p) auch beim Lössboden auf einen theoretisch möglichen Transport hin. Da dennoch keine Tiefenverlagerung von Mikrosphären in nennenswertem Maße festgestellt wurde, muss davon ausgegangen werden, dass die auf der Basis von Äquivalentdurchmessern erstellte Porengrößenverteilung kein brauchbares Abbild der tatsächlichen Porenverhältnisse bietet. In den gestörten Systemen muss vielmehr damit gerechnet werden, dass sich die Bodenteilchen als dichte „Kugelpackungen“ zusammengelagert haben. Zwischenräume zwischen Bodenteilchen können von kleineren Bodenteilchen besetzt und für einen partikulären Transport unpassierbar werden. Das Bodenwasser bildet Menisken in den verbleibenden Hohlräumen. Zwischen diesen Hohlräumen ist der Transport nur in dünnen Wasserfilmen möglich, die für die Mikrosphären offensichtlich nur in sehr geringem Umfang passierbar sind. Aufgrund des hohen Anteils kleinerer Bodenteilchen im Lössboden sind die Kornzwischenräume dieser „Kugelpackung“ entsprechend enger und der kolloidale Transport wird nahezu ganz unterbunden.

Die Porengrößenverteilung auf Basis der Äquivalentdurchmesser beschreibt aus ihrer Methodik heraus die Bindungsstärke des Wassers im Boden, kann aber keine Aussage über die Gestalt und die Kontinuität der Poren machen. Deshalb können zwar die Korngrößenbedingten Strukturunterschiede zwischen dem Sandboden und dem Lössboden befriedigend dargestellt werden, eine Aussage bezüglich der Bedingungen für den Partikeltransport kann aber bei gestörten Systemen auf dieser Grundlage nicht getroffen werden.

Ebenso ist der Ansatz der Filtertheorie, der das Verhältnis von Partikel- und Korndurchmesser zur Beurteilung eines möglichen Transportes verwendet, nicht zur Bewertung der Transportbedingungen geeignet. Auf dieser Grundlage hätte

zumindest im Sandboden der Transport von Partikeln bis zu einem Durchmesser von rund 2,5 μm möglich sein sollen (*BRADFORD ET AL., 2003*). Die Theorie wurde ursprünglich für homogene gesättigte Materialien entwickelt (*SAKTHIVADIVEL, 1969; zitiert in SEIDEMANN, 1997*) und kann nicht generalisiert auf poröse Medien unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzungen übertragen werden. So fanden *HARVEY ET AL. (1993)* und *BRADFORD ET AL. (2002)* unter gesättigten Bedingungen höhere Filtrationsraten mit natürlichen Materialien, als vom Modellansatz vorhergesagt. Diese Beobachtung kann darauf zurückgeführt werden, dass in porösen Materialien mit heterogenem Korngrößenspektrum kleinere Teilchen die Kornzwischenräume größerer Teilchen besetzen und dadurch die Poren verengen. Insbesondere im oberen Bereich der Säule kann es während der kontinuierlichen Beregnung durch die Bedingungen nahe der Sättigung zur Aufweichung und dadurch zur Zerstörung noch vorhandener Aggregate gekommen sein, deren Bestandteile dann mit dem Beregnungswasser in die oberen Bodenzentimeter eingewaschen wurden und hier Poren verschlossen haben.

Zusätzlich muss unter ungesättigten Verhältnissen, wie sie in den beschriebenen eigenen Versuchen herrschten, das Luftvolumen berücksichtigt werden, das Kornzwischenräume zusätzlich verengt und den Wasserfluss auf die noch vorhandenen Menisken beschränkt. An diesen Luft-Wasser-Grenzflächen beobachteten *WAN & WILSON (1994)* eine verstärkte Anlagerung von Partikeln. Später erkannten *WAN & TOKUNAGA (1997)*, dass auch die dünnen Wasserfilme als Ausläufer der Menisken den partikulären Transport hemmten, wenn sich die Dicke des Wasserfilms im Größenbereich der Partikel bewegte.

Demnach kann die Filtertheorie, die für homogene Materialien und gesättigte Bedingungen entwickelt wurde, für die Bewertung des kolloidalen Transportes in ungesättigten natürlichen Materialien nicht herangezogen werden. Sie liefert allenfalls einen Anhaltspunkt, ob der Transport theoretisch möglich sein könnte. Eine gar quantitative Aussage zur Retention ist aber keinesfalls möglich.

Der Bromiddurchbruch in der auf 10 mm abgeseibten Variante des Sandbodens zeigte einen leicht vorauseilenden Peak, der bereits auf präferenziellen Fluss hindeutete und mit dem gegenüber der 2 mm-Variante des Sandbodens höheren Anteil an weiten wasserführenden Poren assoziiert wurde. Auf diesen präferenziellen

Fliessbahnen war vermutlich auch ein Partikeltransport in geringfügigem Maße möglich, so dass Mikrosphären im Perkolat nachgewiesen werden konnten. Vor dem Hintergrund der Porengrößenverteilung kann daraus geschlossen werden, dass in dieser feldfrisch in die Säulen eingefüllten Versuchsvariante Bodenaggregate erhalten geblieben sind und sich der präferenzielle Wasserfluss in den Interaggregaträumen entwickelt hat. Auf diesen Fliessbahnen kann es zu lokal gesteigerten Wassergehalten nahe der Sättigung gekommen sein, die den Partikeltransport erleichtert haben. Diese Aussage wird unterstützt durch die Parameterschätzung mit CXTFIT, die einen immobilen Wasseranteil von rund 30 % errechnete und damit auf kleinräumige Differenzierungen im Wasserhaushalt hinweist.

Ungleichmäßige Fließbedingungen unter ungesättigten Verhältnissen können auch in sehr homogenen Materialien wie den eingesetzten gestörten Bodensäulen beobachtet werden. Dabei kann die Ausbildung fingerförmiger („finger flow“ oder „fingering flow“) präferenzieller Fließpfade als Grund für schnelle Transportvorgänge identifiziert werden (DEKKER & RITSEMA, 1994; RITSEMA & DEKKER, 1994). In homogen gepackten Sandsäulen beobachteten WANG ET AL. (2003) fingering flow unter verschiedenen Beregnungsbedingungen. In den „Fingern“ bestimmten sie hohe Fließgeschwindigkeiten bis zu $9,6 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$. Zudem konnten sie nachweisen, dass die „Finger“ sich mit zunehmendem Wassergehalt ausweiteten und ihre Bedeutung für den Transport dann um so wichtiger wurde. Erst unter gesättigten Bedingungen war ein gleichmäßiger Fluss in den Säulen zu erreichen, der gleichzeitig zeigte, dass die Bildung der „Finger“ nicht mit Bodenheterogenitäten zu erklären ist (WANG ET AL., 2003).

Unter den gegebenen Versuchsrandbedingungen kann vermutet werden, dass sich in den relativ strukturlosen, gestörten Bodensäulen präferenzielle Fließpfade in Form von „Fingern“ gebildet haben, die über die gesamte Versuchszeit aktiv waren. Dies rechtfertigt den in der Modellierung gering geschätzten Anteil mobilen Wassers. Nach einer Applikation einer Regenmenge von 50 mm beobachteten WANG ET AL. (2003), dass Finger eine Fläche von rund 36 % der Querschnittsfläche ihrer Säulen einnahmen, die im oberen Bereich noch eine gleichmäßige Verteilung des Beregnungswassers erkennen ließen. Diese Beobachtungen können gleichsam auf die eigenen Versuche übertragen werden.

In den 2 mm-Varianten bildeten sich auf diese Weise keine präferenziellen Fließspfade, was anhand der glockenförmigen Bromiddurchbrüche mit dem Konzentrationsmaximum bei einem Porenvolumen gezeigt werden konnte.

Im Boden der 10 mm-Variante wurde als Folge des ermöglichten Transportes eine tiefere Verteilung der Partikel beobachtet (Abb. 4-14). Nach wie vor lag der Massenschwerpunkt der Mikrosphären zwar in den obersten Bodenzentimetern, dennoch war eine deutliche Verlagerung der Partikel in tiefere Bodenschichten festzustellen. Ein massenhafter Transport hat bis zu einer Tiefe von rund 10 cm stattgefunden. Darunter nahmen die Partikelkonzentrationen stark ab. Die Verlagerung der 2,0 μm Partikel war unter den angelegten Versuchsbedingungen lediglich bis zu dieser Tiefe möglich und darüber hinaus stark eingeschränkt. Im Perkolat konnten keine der größeren Partikel nachgewiesen werden. Offensichtlich unterlagen sie in weitaus höherem Maße den Filtrationseffekten als die kleineren Partikel.

BRADFORD ET AL. (2002) fanden in Versuchen unter gesättigten Bedingungen eine hohe Abhängigkeit der Retention von der Partikelgröße und dem Korndurchmesser der Matrix. Sie führten dies auf mechanische Filtration bzw. physikalisches „Abseihen oder Absieben“ („physical straining“) zurück. Erst bei in Relation zum Korndurchmesser sehr kleinen Kolloiden hatten die Effekte der Anhaftung einen nennenswerten Umfang (*BRADFORD ET AL.*, 2002).

Mit Bezug auf diese Erkenntnisse kann gefolgert werden, dass der Transport der größeren Partikel (2 und 4,5 μm Durchmesser) zum größten Teil, wenn nicht ausschließlich durch mechanische Filtration verhindert wurde. Insbesondere die kleinsten Partikel (0,5 μm) können zusätzlich Anhaftungsprozessen unterliegen, die zur Retention führten. Der Massenschwerpunkt, der größenunabhängig für alle Mikrosphären in den obersten Bodenzentimetern lag, weist aber darauf hin, dass die Filtration der wichtigste Retentionseffekt war. Dabei blieb der Effekt vor allem auf dem grobkörnigen Sandboden nicht auf die Bodenoberfläche beschränkt, sondern wirkte als Siebfiltration über die gesamte Fließstrecke. Auf präferenziellen Fließspaden, die sich in der 10 mm-Variante des Sandbodens gebildet haben, kann prinzipiell kolloidaler Transport stattfinden, so lange die Interaggregaträume für die Partikel passierbar bleiben. Die Passierbarkeit hängt dabei sowohl vom Porendurchmesser und der Porenstruktur (Verengungen, Knicke, Kontinuität) als auch vom Wassergehalt

bzw. vom Sättigungsgrad ab (SMITH ET AL., 1985; JEWETT ET AL., 1999; CHU ET AL., 2003; UNC & GOSS, 2004).

Die erhebliche Verlagerung von Mikrosphären bis zu einer Tiefe von rund 10 cm in der 10 mm-Variante des Sandbodens kann vor diesem Hintergrund mit der höheren Sättigung des oberen Säulensegments in Beziehung gebracht werden. In dem gestörten Material führte die stetige Nachlieferung des Beregnungswassers im oberen Säulenbereich zu einer gleichmäßigen Versickerung über den gesamten Säulenquerschnitt. Mit zunehmender Tiefe konzentrierten sich die Fließwege immer mehr, weshalb im mittleren Segment meist geringere volumetrische Wassergehalte zu beobachten waren (vgl. Kap. 4.2). Im oberen Segment ergaben sich daher bessere Bedingungen für die Kolloidverlagerung, da weite Teile des Porenvolumens am Transport beteiligt waren. Im mittleren Segment wurde der Partikeltransport dann auf die Bereiche eingengt, in denen sich präferenzielle Fließpfade mit lokal gesteigerten Porenwassergeschwindigkeiten gebildet hatten.

4.4.2 Ungestörte Bodenmonolithe

Sandboden, Standort Bruchköbel

Im Gegensatz zu den gestörten Säulen kam es bei allen ungestörten Bodenmonolithen zu einem Durchbruch von Mikrosphären ins Perkolat. Dessen Verlauf und die Anzahlen zeigten dabei große Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten (Abb. 4-15). Bei der Direktsaatvariante lagen die beobachteten Konzentrationen unterhalb der Grenze für eine statistisch belastbare Quantifizierung (ca. 800 Mikrosphären * mL⁻¹, vgl. Kapitel 3). Da aber ein mit den übrigen Versuchsvarianten vergleichbares zeitliches Durchbruchverhalten zu erkennen war, werden die Ergebnisse im folgenden dargestellt. In keiner der Versuchsvarianten wurden Mikrosphären der Größe 4,5 µm im Perkolat nachgewiesen. Die Perkolatkonzentrationen der selten beobachteten 2 µm großen Partikel waren so gering, dass deren sichere Quantifizierung kaum möglich war. Die Darstellungen der Durchbruchkurven beschränken sich daher auf die 0,5 µm und 1 µm großen Mikrosphären.

Gemeinsam war den Durchbrüchen aller Versuchsvarianten eine hohe Partikelkonzentration im Perkolat unmittelbar nach der Applikation. In der Pflug- und Direktsaatvariante bildeten sie die höchsten festgestellten Konzentrationen.

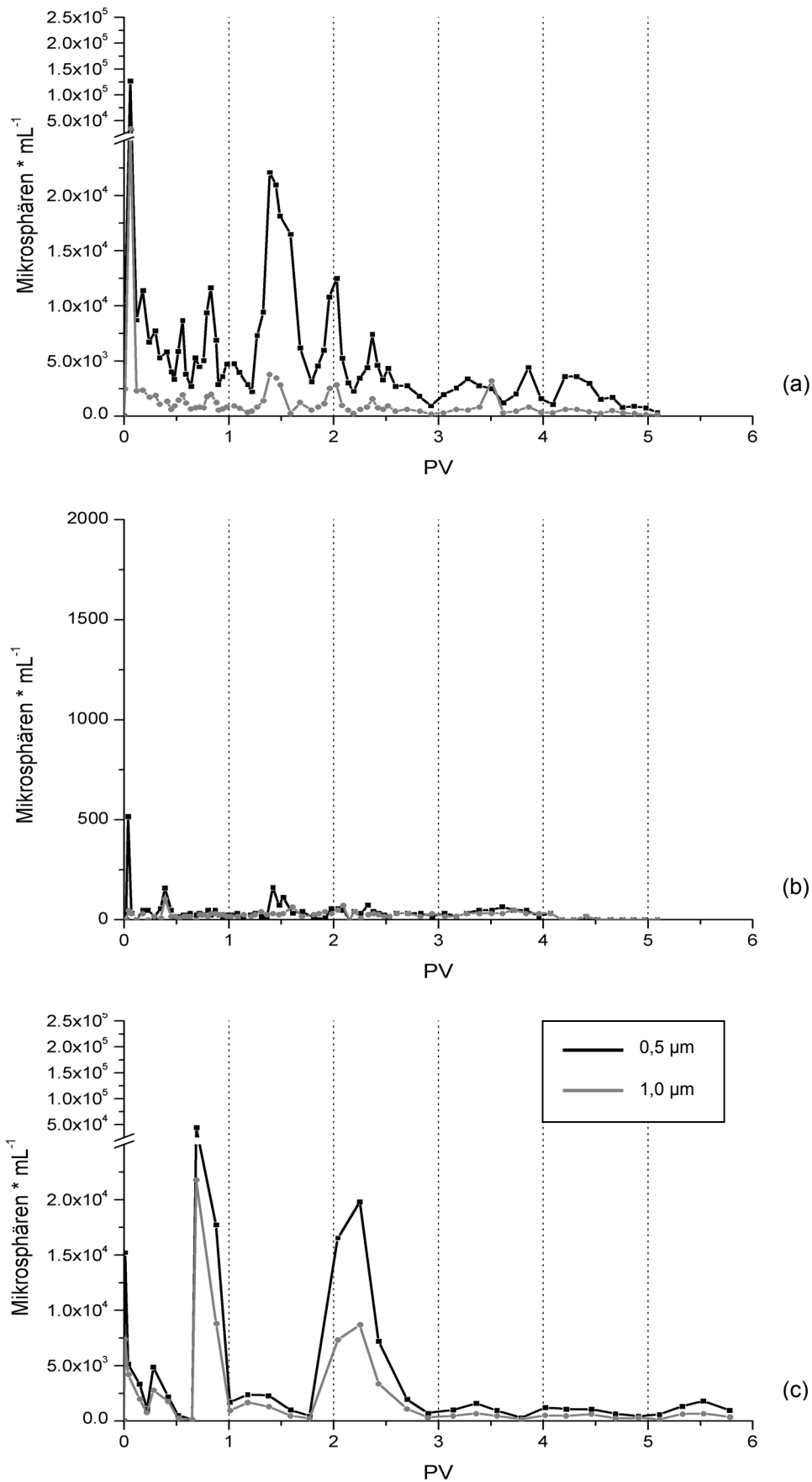


Abb. 4-15: Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat beispielhafter Bodenmonolithe des Sandbodens, Standort Bruchköbel. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante (andere Ordinatenkalierung !), (c) Grünlandvariante

Diese frühen Durchbrüche, die in nahezu allen Versuchsp parallelen beobachtet wurden, zeigen keinen Zusammenhang zum Bromiddurchbruch, der erst später einsetzte. Die ersten Mikrosphären wurden also erheblich schneller als der konservative Tracer durch die Bodensäulen transportiert.

Erhöhte Mikrosphärenkonzentrationen wurden außerdem ungefähr zeitgleich mit den jeweiligen Bromidmaxima der Versuchsvarianten beobachtet. Wenn diese Peaks zum Teil auch von geringerer Bedeutung waren, so lässt sich dennoch festhalten, dass hier offenbar ein Transport auf den gleichen Wegen stattgefunden hat, ohne dass dabei die Partikel vorauseilten oder retardiert wurden.

In der Regel sind weitere Maxima in den Durchbruchkurven aller Versuchsvarianten zu erkennen, die sich zeitlich mit dem Bromiddurchbruch assoziieren lassen. So konnten ca. 0,5 PV nach dem Bromidmaximum erhöhte Partikelkonzentrationen in den Pflug- sowie den Grünlandsäulen festgestellt werden. Ein PV nach dem Bromidmaximum wurden in der Pflug- und der Direktsaatvariante Peaks beobachtet.

Weitere Maxima zeigten die dargestellten Pflug- und Grünlandsäulen bei ca. 2,0 PV. Diese Partikelpeaks waren jedoch säulenspezifisch und ließen sich in den anderen Säulen nicht beobachten.

Im weiteren Verlauf des Mikrosphärendurchbruchs wurden die Konzentrationen im Perkolat langsam geringer und wiesen bis zum Abbruch der Experimente nach 5 bis 6 Porenvolumen keine auffälligen Ereignisse mehr auf.

Im Durchbruch der verschiedenen Partikelgrößen besteht eine signifikante ($< 0,001$) Parallelität. Eine größenabhängige Differenzierung des Transportverhaltens konnte also nicht beobachtet werden. Bei sehr hohen Perkolatkonzentrationen der kleinen Mikrosphären (0,5 und 1,0 μm) konnten zum Teil auch 2,0 μm große Partikel nachgewiesen werden, deren Anzahl aber so gering war, dass eine sichere Quantifizierung nicht möglich war.

Zwischen den Versuchsvarianten ließen sich im zeitlichen Durchbruchverhalten die beschriebenen Parallelen beobachten, die Partikelkonzentrationen im Perkolat zeigten jedoch erhebliche Unterschiede. Im Perkolat der Direktsaatvariante konnten nur sehr geringe Mikrosphärenkonzentrationen festgestellt werden, die in der Regel unterhalb der Grenze zur statistisch belastbaren Quantifizierung lagen, wohingegen die Pflug-

und Grünlandvarianten über die gesamte Versuchszeit eindeutig nachweisbare Partikelkonzentrationen aufwiesen. In diesem Sinne lässt sich das Durchbruchverhalten der Partikel mit den Bromiddurchbrüchen in Beziehung setzen, die gleichermaßen ein signifikant unterschiedliches Verhalten der Direktsaatböden verdeutlichen.

Gemäß der beobachteten Konzentrationen waren die Gesamtwiederfindungsraten im Perkolat der Pflug- und Grünlandvarianten deutlich höher als in der Direktsaatvariante (Tab. 4-12). In Bezug auf den Partikelinput zeigte das Perkolat der Grünlandvarianten die höchsten Wiederfindungsraten. Die Variationen innerhalb der Versuchsvarianten waren erwartungsgemäß relativ hoch.

Tab. 4-12: Mittlere Wiederfindungsraten im Perkolat der Versuchsvarianten des Sandbodens*

Versuchsvariante		Partikel	
		0,5 µm	1,0 µm
Pflug (n = 3)	absolut	$5,6 \cdot 10^7$ a	$1,6 \cdot 10^7$ a
	% d. Inputs	$7,5 \cdot 10^{-2}$ A	$1,2 \cdot 10^{-1}$ A
	Vk [%]	61,1	32,4
Direktsaat (n = 4)	absolut	$3,1 \cdot 10^5$ b	$1,6 \cdot 10^5$ b
	% d. Inputs	$4,2 \cdot 10^{-4}$ B	$1,2 \cdot 10^{-3}$ B
	Vk [%]	66,6	109,0
Grünland (n = 2)	absolut	$6,6 \cdot 10^7$ a	$3,0 \cdot 10^7$ c
	% d. Inputs	$1,3 \cdot 10^{-1}$ C	$2,0 \cdot 10^{-1}$ C
	Vk [%]	19,0	22,6

* unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten

Wenn auch die absoluten Summen der im Perkolat nachgewiesenen Mikrosphären beträchtlich waren, wurden dennoch nur Anteile unter 1 % der applizierten Mengen durch die Bodensäulen transportiert. Der größte Teil der Partikel wurde auch bei den ungestörten Bodenmonolithen in den obersten Bodenzentimetern zurückgehalten.

Die Konzentrationsprofile der Mikrosphären zeigen aber im Gegensatz zu den gestörten Versuchsvarianten deutlich tiefere Verlagerungen, die sich über die gesamte Säulentiefe erstreckten (Abb 4-16). Einhergehend mit den unterschiedlichen Perkolatkonzentrationen konnten in den Versuchsvarianten unterschiedliche Verlagerungsmuster beobachtet werden. Die Direktsaatvariante wies eine starke Abnahme der Mikrosphärenkonzentrationen mit der Tiefe auf.

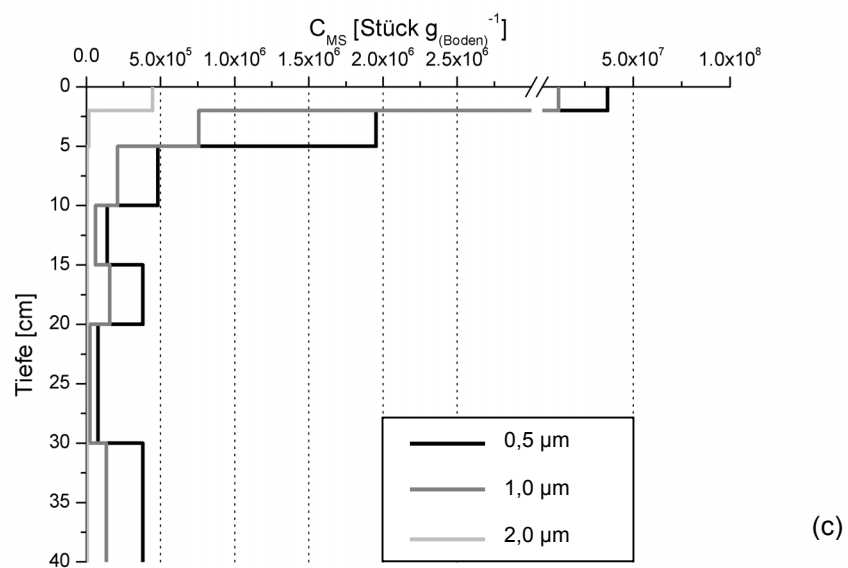
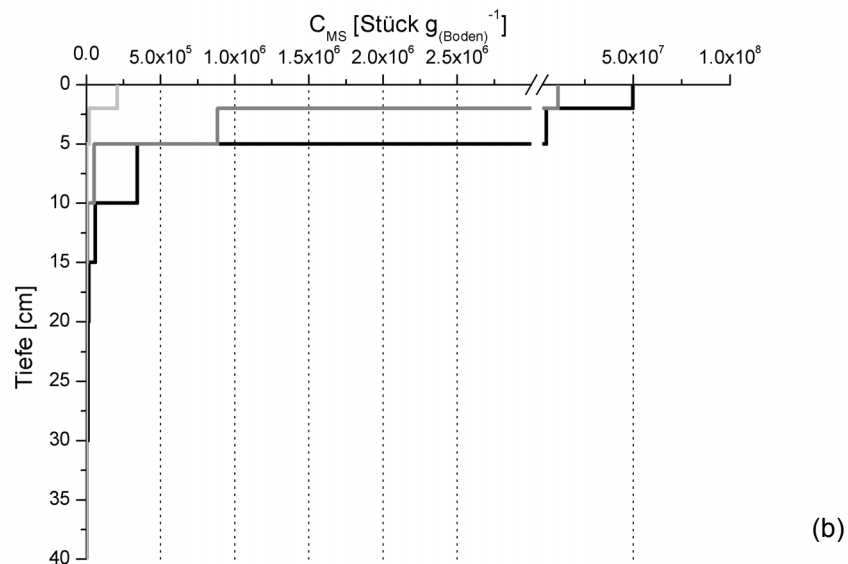
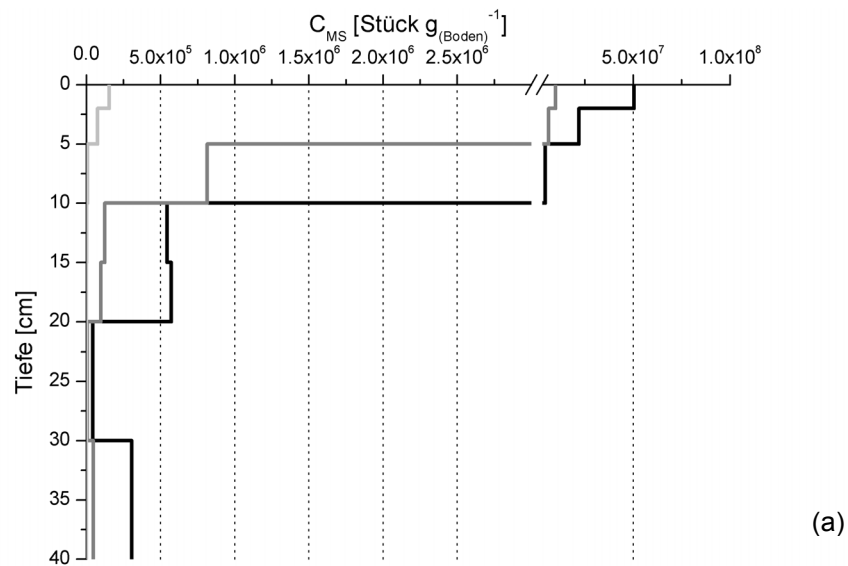


Abb. 4-16: Mittlere Konzentrationsprofile der Mikrosphären in den ungestörten Bodenmonolithen des Sandbodens, Standort Bruchköbel (Achsenbruch beachten!). (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante

Dennoch wurden weitaus mehr Partikel über die oberste Bodenschicht hinaus transportiert als in den gestörten Varianten. Erst unterhalb von 30 cm waren keine nennenswerten Partikelkonzentrationen mehr zu verzeichnen.

In der Pflug- und auch in der Grünlandvariante waren hingegen deutliche Tiefenverlagerungen zu beobachten. Auch in diesen Varianten lag der Schwerpunkt in den oberen beiden Bodenzentimetern, insbesondere die Pflugvariante zeigte aber nur eine geringe Konzentrationsabnahme innerhalb der oberen 10 cm. Die geringen Konzentrationen im Bereich zwischen 20 und 30 cm in der Pflugvariante lassen sich mit der rezenten Bearbeitungstiefe von ca. 25 cm in Verbindung bringen. Obwohl die Porengrößenverteilung hier keine Verdichtung in Form einer Pflugsohle aufwies, konnte dennoch ein verringertes Grobporenvolumen beobachtet werden, das in dieser Tiefe den Transport der Kolloide behindert haben muss.

Die Grünlandsäulen zeigten eine gegenüber den Pflugsäulen differenzierte Tiefenverteilung der Mikrosphären. Eine gleichmäßige Verlagerung in die Tiefe konnte dabei nicht festgestellt werden. Vielmehr führten hier offenbar einzelne Poren zu einer ungleichmäßigen Tiefenverlagerung mit diskreten Anreicherungen. Für einen solchen Effekt kommen unter Grünland Wurzelbahnen in Frage, deren Tiefenausdehnung sehr unterschiedlich ausgeprägt sein kann. Unterhalb von 20 cm konnten bei der Säulenentnahme im Feld nur einzelne Wurzeln erkannt werden. Mit dieser Beobachtung können die leicht erhöhten Konzentrationen in der Tiefenstufe 15 – 20 cm assoziiert werden.

Die erhöhten Mikrosphärenkonzentrationen in der untersten Tiefenstufe zwischen 30 cm und dem Säulenboden der Pflug- sowie der Grünlandvariante können nicht abschließend erklärt werden. Im Sandboden von Bruchköbel wurde in ca. 40 cm ein Schichtwechsel festgestellt (vgl. *BEISECKER, 1994*), mit dem das äolisch geprägte Oberbodenmaterial in das fluviatile Unterbodenmaterial übergeht. Im Zusammenhang mit diesem Schichtwechsel kann es zu der Anreicherung von Partikeln in dieser Tiefe gekommen sein. Andererseits kann der an der Säulenunterkante angelegte Unterdruck dort zu geringeren Sättigungsgraden geführt haben, die in einer erhöhten Rückhaltung von Partikeln resultierten. Die Messwerte der Tensiometer geben darüber nur eingeschränkt Auskunft, weil dieser Tiefenbereich unterhalb der untersten Messtiefe lag. Das parallele Verhalten von Pflug- und Grünlandvariante kann auch

durch eine ehemalige Ackernutzung des Grünlandstandortes zustande kommen, zu der aber keine Informationen vorliegen.

Unterboden der sandigen Braunerde, Standort Bruchköbel

Durch den Unterboden des Sandbodens wurden nur in geringem Umfang Mikrosphären bis in das Perkolat transportiert. Die Konzentrationen lagen dabei unterhalb der sicher quantifizierbaren Grenze. Aus diesem Grund wird auf die Darstellung der Durchbruchskurve verzichtet. Es kann aber festgehalten werden, dass insgesamt deutlich weniger als eine Promille der zugegebenen Mikrosphären im Perkolat nachgewiesen werden konnten.

Das Konzentrationsprofil im Boden beweist jedoch, dass eine Translokation von Kolloiden über die gesamte Säulentiefe stattgefunden hat (Abb. 4-17). Eine massenhafte Verlagerung war dabei bis in das Tiefensegment 10 – 15 cm möglich, was einer tatsächlichen Tiefe im Feld von rund 80 cm entspricht.

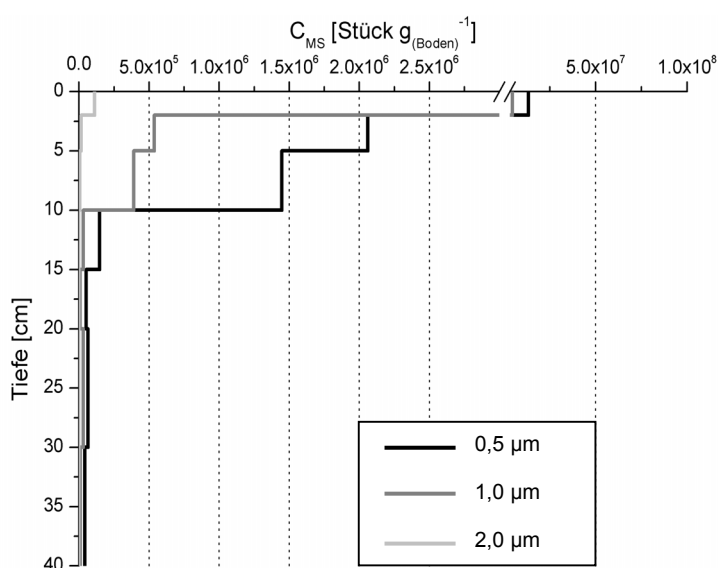


Abb. 4-17: Konzentrationsprofil der Mikrosphären in der ungestörten Unterbodensäule des Sandbodens, Standort Bruchköbel (Achsenbruch beachten!)

Ab dieser Tiefe wurde bei der Säulentnahme im Feld eine Zunahme der Dichte und des Skelettanteils beobachtet, bevor der Unterboden bei ca. 100 cm gänzlich in die grusig-kiesige Schotterbank überging. Offenbar hat die erhöhte Dichte in dieser Tiefe den Partikeltransport eingeschränkt. Große, bis zu einem Zentimeter weite Poren

konnten zwar im Feld in dieser Tiefe beobachtet werden, unter den ungesättigten Versuchsrandbedingungen nahmen diese Transportwege aber nicht an der Verlagerung teil. Der Transport über die Tiefe von 15 cm hinweg war deshalb offensichtlich stark limitiert.

Lössboden, Standort Hassenhausen

Die ungestörten Bodensäulen des Lössbodens lassen ein mit dem Sandboden vergleichbares Durchbruchverhalten erkennen (Abb. 4-18). Auch bei den Versuchen mit dem Lössboden wies die Direktsaatvariante nur sehr geringe Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat auf, die unterhalb der belastbar zu quantifizierenden Grenze lagen.

Die Pflug- wie auch die Grünlandvariante zeigten deutlich höhere Partikelkonzentrationen im Perkolat, die mit der Versuchszeit allmählich geringer wurden. Wie in den Versuchsvarianten des Sandbodens konnten im Lössboden hohe Konzentrationen unmittelbar nach der Applikation beobachtet werden. Gleichsam waren hohe Partikelzahlen zeitlich parallel zum Bromidpeak und rund 0,6 PV danach zu beobachten.

Die mittlere Wiederfindung von Mikrosphären im Perkolat der Lössvarianten unterschied sich absolut und relativ nicht signifikant von den Wiederfindungsraten des Sandbodens (Tab. 4-13). Signifikante Unterschiede konnten aber gleichermaßen zwischen den einzelnen Versuchsvarianten identifiziert werden. Relativ zum Input wurden im Perkolat der Grünlandvariante die meisten Partikel gefunden. Die Gesamtwiederfindung im Perkolat überschritt dabei für beide betrachteten Partikelgrößen ein Prozent des Inputs und bildet die höchste Wiederfindungsrate aller Versuchsvarianten.

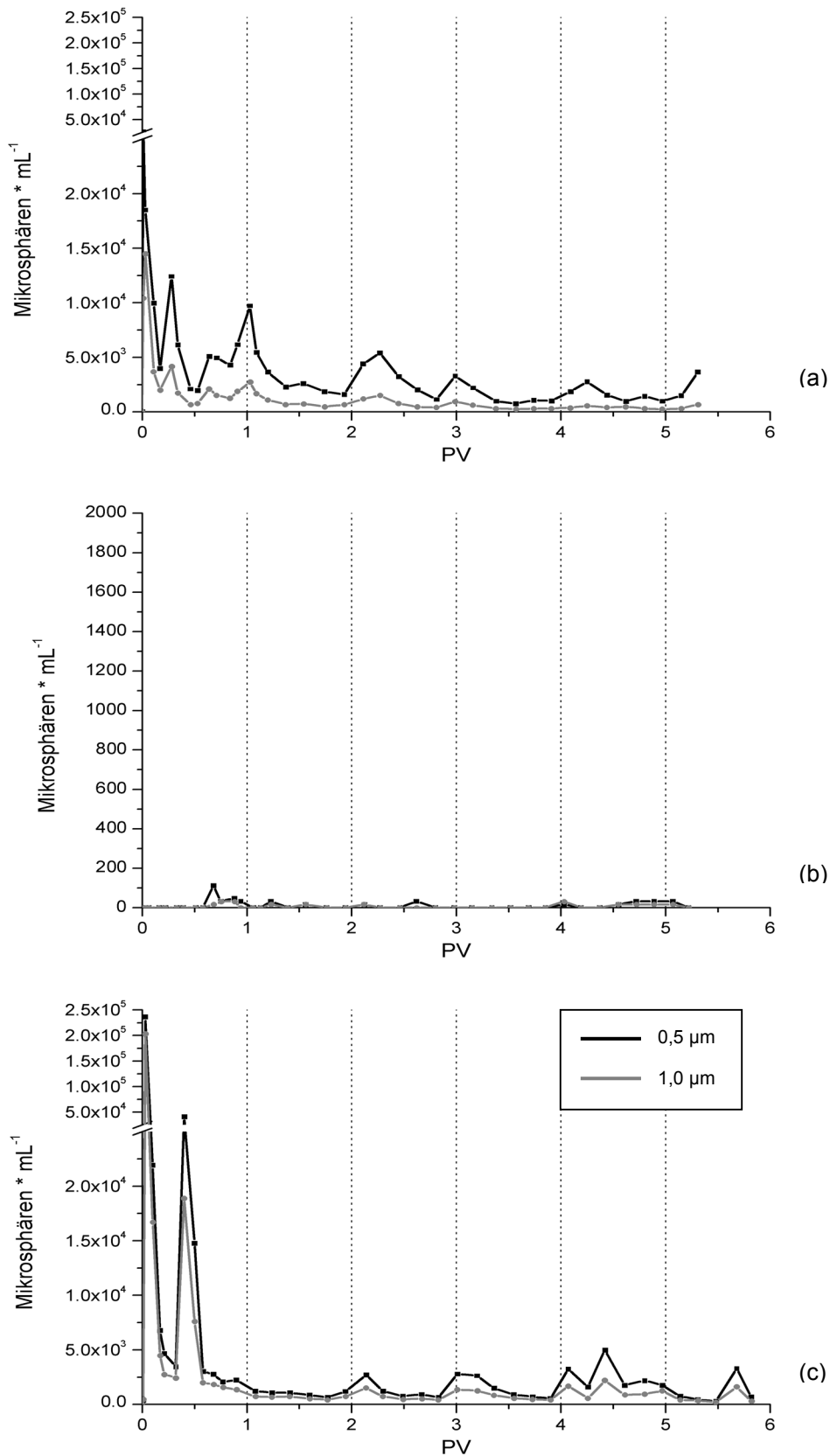


Abb. 4-18: Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat beispielhafter Bodenmonolithe des Lössbodens, Standort Hassenhausen. (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante (andere Ordinatenkalierung !), (c) Grünlandvariante

Tab. 4-14: Mittlere Wiederfindungsraten im Perkolat der Versuchsvarianten des Lössbodens*

Versuchsvariante		Partikel	
		0,5 µm	1,0 µm
Pflug (n = 4)	absolut	8,9 * 10 ⁷ a	3,1 * 10 ⁷ a
	% d. Inputs	1,7 * 10 ⁻¹ A	1,7 * 10 ⁻¹ A
	Vk [%]	29,1	26,1
Direktsaat (n = 4)	absolut	2,5 * 10 ⁵ b	1,3 * 10 ⁵ b
	% d. Inputs	4,8 * 10 ⁻⁴ B	7,1 * 10 ⁻⁴ B
	Vk [%]	34,3	15,4
Grünland (n = 2)	absolut	4,3 * 10 ⁸ c	1,68 * 10 ⁸ c
	% d. Inputs	0,83C	1,12C
	Vk [%]	79,2	67,0

* unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten

Die Konzentrationsprofile im Lössboden weisen im Vergleich zu denen des Sandbodens einen etwas geringeren Tiefentransfer der Mikrosphären auf, so dass in den jeweiligen Varianten nach dem Maximum in den obersten Bodenzentimetern mit zunehmender Tiefe geringere Mikrosphärenkonzentrationen festzustellen waren (Abb. 4-19). Höhere Konzentrationen konnten im Lössboden lediglich im untersten Bodensegment der Grünlandvariante beobachtet werden.

Bezogen auf die unterschiedlichen Versuchsvarianten war auch beim Lössboden in den Direktsaatsäulen die geringste Tiefenverlagerung festzustellen. In der Pflugvariante war im Vergleich zum Sandboden eine sehr viel deutlichere Abnahme mit der Tiefe zu beobachten, gegenüber den anderen Versuchsvarianten waren die Konzentrationen aber bis in 20 cm Tiefe deutlich erhöht.

Insgesamt konnten also für die Versuchsvarianten des Lössbodens ähnliche Verlagerungseffekte beobachtet werden wie für den Sandboden. Mit Blick auf die Ergebnisse der Transportexperimente an gestörten Bodensäulen weisen die ungestörten Bodenmonolithe des Lössbodens gleichermaßen eine geringere Tiefenausdehnung der Mikrosphären in den Konzentrationsprofilen auf. Dennoch werden für beide Böden vergleichbare Partikelanzahlen im Perkolat der jeweiligen Versuchsvarianten beobachtet.

Für den Transport der Mikrosphären lässt sich wie im vorangegangenen Kapitel für die Bromidverlagerung festhalten, dass die Unterschiede zwischen den beiden Böden von den bearbeitungs- und nutzungsbedingten Effekten überlagert werden.

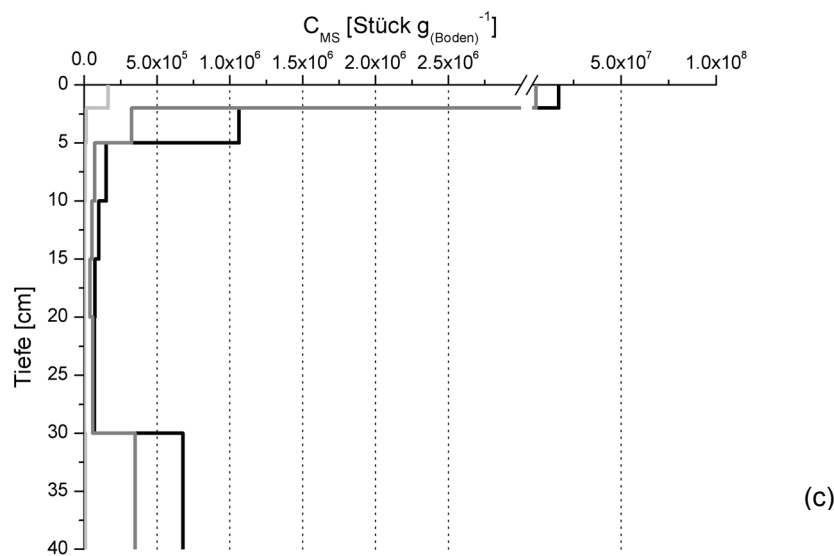
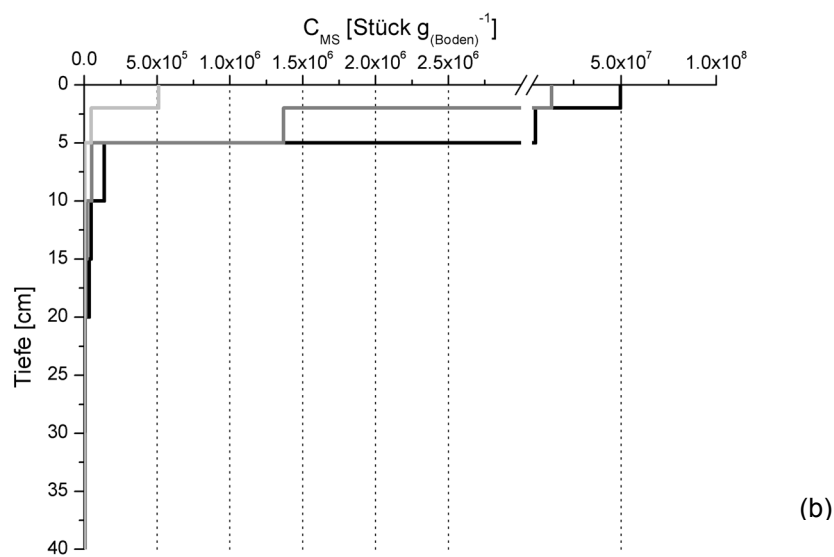
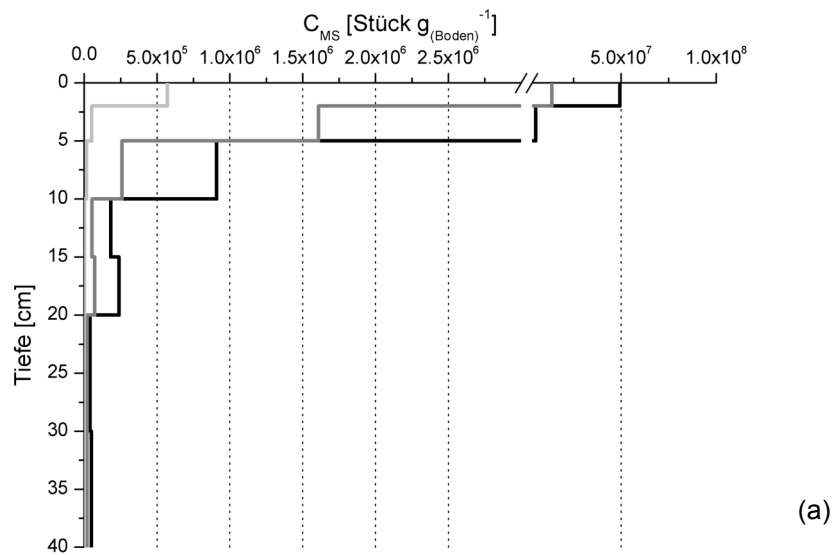


Abb. 4-19: Mittlere Konzentrationsprofile der Mikrosphären in den ungestörten Bodenmonolithen des Lössbodens, Standort Hassenhausen (Achsenbruch beachten!). (a) Pflugvariante, (b) Direktsaatvariante, (c) Grünlandvariante

Zusammenfassend lassen sich aus den Versuchen mit ungestörten Bodenmonolithen der beiden Böden folgende Ergebnisse darstellen:

- Die ungestörten Bodenmonolithe verhielten sich anders als die gestörten Bodenmonolithe. Insbesondere ließen sich bei allen ungestörten Bodensäulen Mikrosphärendurchbrüche ins Perkolat beobachten.
- Trotz beträchtlicher absoluter Anzahlen waren die Wiederfindungsraten im Perkolat aller Versuchsvarianten bezogen auf den Mikrosphäreninput gering (meist weniger als 1 % des Inputs).
- In sicher quantifizierbarem Umfang konnten lediglich die Mikrosphären der Größen 0,5 µm und 1,0 µm im Perkolat nachgewiesen werden. Größere Partikel wurden selten und in äußerst geringen Konzentrationen beobachtet.
- In nahezu allen Versuchsvarianten wurden hohe Partikelkonzentrationen im Perkolat unmittelbar nach der Applikation beobachtet, die dem gelösten Tracer Bromid vorauseilten.
- Weitere erhöhte Mikrosphärenkonzentrationen ergaben sich zeitlich parallel zum Bromidpeak und etwa 0,5 bis 0,7 Porenvolumen danach.
- Generell nahmen die Perkolatkonzentrationen mit fortschreitender Versuchsdauer ab, insbesondere in den Pflug- und Grünlandvarianten waren aber selbst nach 5 Porenvolumen noch Mikrosphären in quantifizierbaren Konzentrationen nachzuweisen. Durch die zurückgehaltenen Partikel hatte der Boden also weiterhin eine Quellenfunktion, die in der begrenzten Versuchsdauer nicht vollständig erschöpft werden konnte.
- Es gab keine größenabhängige Differenzierung des Transportverhaltens der unterschiedlichen Mikrosphären.
- Bei beiden Böden zeigten die Direktsaatvarianten die geringsten Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat, die in der Regel nicht statistisch belastbar quantifiziert werden konnten.
- Die Grünlandböden wiesen die höchsten Wiederfindungsraten im Perkolat auf.
- In allen Versuchsvarianten wurden die Konzentrationsschwerpunkte in den obersten beiden Bodenzentimetern lokalisiert.
- Die jeweiligen Versuchsvarianten zeigten für beide Böden ein vergleichbares Verhalten. Bearbeitungs- und nutzungsinduzierte Effekte überprägten die Differenzen zwischen den unterschiedlichen Bodentypen.

4.5 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse

4.5.1 Schnelle Verlagerungen und Randeffekte

Sowohl für den gelösten Tracer Bromid als auch für die Mikrosphären konnten schnelle, vorausseilende Durchbrüche beobachtet werden. Obwohl frühe Tracerdurchbrüche in Verlagerungsstudien sehr oft beobachtet werden, müssen bei Säulenversuchen generell Randeffekte als Ursache vorausseilender Tracerpeaks diskutiert werden.

In den vorgestellten Untersuchungen wurde versucht, Randeffekte weitgehend zu unterbinden. Dazu wurden die Randbereiche großzügig von der Berechnung ausgespart und es wurde lediglich der zentrale Bereich (rund 70 %) der Säulenoberfläche berechnet. Des Weiteren wurde unmittelbar an der Säulenwand auf dem Boden Tonpulver aufgebracht und dieses in die Zone zwischen Säule und Boden eingeschlämmt. Dass diese Maßnahme einen Fluss entlang der Säulenwand verhindern konnte, war an einigen Säulen zu beobachten, die in der Vorbereitungsphase Überstauungen zeigten. Diese Säulen waren für die eigentlichen Versuche zwar unbrauchbar und mussten ersetzt werden, bewiesen aber, dass der eingeschlammte Ton den Randbereich so abgedichtet hatte, dass selbst einige Zentimeter hoch gestautes Wasser nicht am Rand abfließen konnte.

Ähnliche Vorkehrungen gegen Randeffekte werden in der Literatur beschrieben. Zum Abdichten der Grenzfläche zwischen Boden und Säulenwand werden neben Ton auch Kunstharz, Wachs oder Polyurethan-Schaum verwendet (SINGH ET AL., 1991; SIGUA ET AL., 1993; GRANOVSKY ET AL., 1994). ANDREINI & STEENHUIS (1990) dichteten die Bodenzylinder in ihren Untersuchungen am Rand mit Gips ab. Sie konnten nachweisen, dass weniger als 10 % des gesamten Ausflusses im Randbereich der Säulen aufgefangen wurde, wovon unter den beschriebenen Versuchsbedingungen wiederum nur ein Teil als eigentlicher Wandabfluss bewertet werden kann.

Als Folgerung dieser Ausführungen kann davon ausgegangen werden, dass sich während der Versuche nur minimale Randeffekte ergeben konnten, die sich mit den getroffenen Maßnahmen nicht unterbinden ließen. Die gute Vergleichbarkeit der Säulen einer Variante muss als zusätzlicher Hinweis gewertet werden, dass sich die Ergebnisse auf natürliche und bearbeitungsbedingte Bodeneigenschaften und damit verbundene Fliessprozesse gründen.

Den Grund für schnelle Transportvorgänge im Boden sehen viele Autoren in der Umgehung eines großen Teils der Bodenmatrix entweder in Makroporen (*ANDREINI & STEENHUIS, 1990; BOOLTINK & BOUMA, 1991; GJETTERMANN ET AL., 1997; LAEGDSMAND ET AL., 1999*) oder in Bereichen mit begünstigten Fließbedingungen (*KUNG, 1993; GÄTH ET AL., 1995*). Unter diesen Bedingungen ist das am Transport teilnehmende Porenvolumen erheblich kleiner, als es durch Wassergehaltsbestimmungen angenommen werden kann. In Lysimeterversuchen mit Bromid und Farbstoffen als Tracer beobachteten *ANDREINI & STEENHUIS (1990)* einen ungleichmäßigen Ausfluss am Boden der ungestörten Bodenblöcke in 40 cm Tiefe. In einem Sammelzellenraster am Boden der Lysimeter konnten sie lediglich in 30-40 % der Zellen Wasser nachweisen. Bei der schichtweisen Aufgrabung der Blöcke konnten stark gefärbte von völlig ungefärbten Bodenbereichen unterschieden werden. Dies führte die Autoren zu der Folgerung, dass trotz der vergleichsweise niedrigen Berechnung von $2 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$, die niemals zu einer Überschreitung der Infiltrationskapazität geführt hatte, präferenzielles Fließen auftrat. Als Initiator des präferentiellen Flusses sehen sie die Bedingungen nahe der Sättigung in den obersten Bodenzentimetern, die zum Übertritt von Wasser in vorhandene Makroporen geführt haben kann. Außerdem sei eine Konzentration des Flusses auf Bereiche mit günstigen Fließbedingungen (z. B. geringere Hydrophobie) möglich. Durch diese Bedingungen wurden die Tracerpeaks in den Versuchen schon nach rund 0,2 Porenvolumen beobachtet.

In ähnlicher Weise kann das präferenzielle Fließen in den hier beschriebenen Versuchen initiiert worden sein. Die obersten Bodenzentimeter konnten nicht mit den eingebauten Messgeräten erfasst werden. Durch die kontinuierliche Beregnung ist es wahrscheinlich, dass sich in den oberen Bodenzentimetern nahezu gesättigte Bedingungen eingestellt und zu präferentiellem Fluss geführt haben. Dieser Erklärungsansatz legt nahe, dass größere Bereiche des wasserführenden Porenvolumens nicht oder nur in geringem Maße am Transport teilgenommen haben. Die im Vergleich zu den gestörten Säulen geringeren Werte für den mobilen Wasseranteil (β) unterstützen diese Annahme, denn das Modell kann die Kurve nur dann zufriedenstellend an die beobachteten Werte anpassen, wenn es annimmt, dass ein Teil des Porenvolumens vom Transport ausgeschlossen bleibt.

Ähnliche Beobachtungen machten *SCHOEN ET AL. (1999)* in Großlysimeter-Studien. Sie konnten zeigen, dass rund 20 % des Bodenwassers als immobil zu betrachten waren.

Unter gleichmäßiger Beregnung wurde in anderen Untersuchungen festgestellt, dass sich appliziertes Bromid zwar in den obersten Bodenzentimetern gleichmäßig verteilte, die Verteilung aber mit zunehmender Tiefe immer ungleichmäßiger wurde und in 60 cm Tiefe schließlich völlig bromidfreie Bereiche zu identifizieren waren (CHEN ET AL., 1999). Diese Bereiche hatten offensichtlich nicht am Transportprozess teilgenommen. Trotzdem ist davon auszugehen, dass solche Bereiche an Prozessen der Diffusion beteiligt sind und als diffusive Senken und Quellen beim Transport von Stoffen im Boden wirken können. Stoffaustauschprozesse mit diesen Regionen, in denen kein oder nur sehr langsames Fließen stattfindet, sind also möglich und können den schnellen konvektiven Transport beeinflussen.

4.5.2 Transport von Mikrosphären und konservativem Tracer

a. Vorauseilender kolloidaler Transport

Prinzipiell gelten die im Vorangegangenen erläuterten Mechanismen präferenziellen Fließens auch für den kolloidalen Transport. In den Versuchen war jedoch zu beobachten, dass ein Teil der im Perkolat gefundenen Mikrosphären noch vor den ersten messbaren Bromidkonzentrationen auftrat. Die Applikation der Mikrosphären erfolgte aber zusammen mit dem gelösten Bromid und die Beregnungsrate wurde dabei konstant gehalten.

Vorauseilende Durchbrüche von Kolloiden gegenüber verschiedenen konservativen Tracern wurden von unterschiedlichen Studien berichtet (ABU-ASHOUR ET AL., 1994; MCMURRY ET AL., 1998; NIEHREN, 1998; FULLER ET AL., 2000; MCLEOD ET AL., 2001; AUCKENTHALER ET AL., 2002; MCCARTHY ET AL., 2002; MCKAY ET AL., 2002; UNC & GOSS, 2003; DARNAULT ET AL., 2004; UNC & GOSS, 2004). In den zitierten Untersuchungen wurden sowohl Mikrosphären als auch lebende oder inaktivierte Bakterien, Viren und Parasiten eingesetzt. Die Unabhängigkeit von der Art des Kolloids weist darauf hin, dass Wechselwirkungen mit der porösen Matrix bei diesem raschen Transportvorgang keine Rolle spielen. Im allgemeinen wird die schnelle Verlagerung auf den Ausschluss der Kolloide von engeren Poren („pore size exclusion“) und den damit verbundenen Transport auf präferenziellen Fließpfaden zurückgeführt, in denen maximale Transportgeschwindigkeiten erreicht werden (FULLER ET AL., 2000; UNC & GOSS, 2003; DARNAULT ET AL., 2004; UNC & GOSS, 2004).

Die sehr kleine Diffusionskonstante verhindert die Matrixdiffusion der suspendierten Kolloide, die im Gegensatz zum gelösten Bromidanion rein konvektiven Transportprozessen und nicht der Retardierung durch diffusiven Austausch mit der Bodenmatrix unterliegen (MCCARTHY ET AL., 2002).

Zusätzlich kann ihre Größe dazu führen, dass die Mikrosphären vom langsamen Fluss am Randbereich der Poren ausgeschlossen werden und vielmehr im Strömungszentrum mit hohen Geschwindigkeiten transportiert werden (GRINDROD ET AL., 1996; NIEHREN, 1998). Die negative Oberflächenladung der Mikrosphären unterstützt diesen Prozess, weil sie zur elektrostatischen Abstoßung von der Porenwand und damit zur ladungsabhängigen Transportbeschleunigung führt (KRETSCHMAR ET AL., 1999; BURKHARDT, 2003).

Ein Faktor für die rasche Verlagerung von Partikeln in unmittelbarem Zusammenhang mit der Applikation können die physiko-chemischen Eigenschaften der Tracerlösung sein. Bei hoher Ionenstärke des Transportmediums ist die Partikelsorption gering (FONTES ET AL., 1991; SCHOLL & HARVEY, 1992; CHU ET AL., 2000; MCCARTHY ET AL., 2002; VIGEANT ET AL., 2002). Die Tracerlösung hatte gegenüber der klaren Beregnungslösung durch die Zugabe des Kaliumbromids und der funktionalisierten Mikrosphären eine höhere elektrische Leitfähigkeit (ca. $450 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ gegenüber ca. $125 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Durch diesen Unterschied kann es zu einer vermehrten Verlagerung gekommen sein. Vor diesem Hintergrund muss auch unter natürlichen Bedingungen, zum Beispiel bei der Gülleausbringung, mit einer erhöhten Verlagerungswahrscheinlichkeit von Partikeln und Mikroorganismen gerechnet werden, zumal sich Wirtschaftsdünger in ihrer Ionenstärke sehr viel deutlicher vom Boden- oder Regenwasser unterscheiden (UNC & GOSS, 2004).

Aus dem beobachteten raschen Durchbruch der Mikrosphären wird deutlich, dass Kolloide anderen Transportmechanismen unterliegen als konservative Tracer. Diese vermögen es nicht, den beschleunigten Transport der Kolloide abzubilden. Umwelt- und Grundwasserstudien, die auf dem Einsatz konservativer Tracer basieren, müssen diesbezüglich kritisch betrachtet werden, weil Transportgeschwindigkeiten kolloidal transportierter Schadstoffe unterschätzt werden können.

b. Paralleler Transport von konservativem Tracer und Mikrosphären

Alle Versuchsvarianten zeigten nach dem Anfangspeak erhöhte Mikrosphärenkonzentrationen parallel zum jeweiligen Bromidmaximum. Im vorangegangenen Kapitel wurde beschrieben, dass die Hauptfront des Bromids in allen Versuchsvarianten, insbesondere aber in den Pflug- und Grünlandvarianten, der Wasserfront leicht vorauseilte. Dieses Verhalten wurde mit dem Vorhandensein präferenzierter Fließwege assoziiert, die sich offenbar auch als geeignete Transportbahnen für die Mikrosphären erweisen. Es muss sich dabei um Porenbereiche gehandelt haben, die aufgrund der Porendurchmesser und -kontinuität den Partikeltransport ermöglicht haben. Dafür kommen mittlere und weite Poren in Frage, die unter den jeweiligen Bedingungen wasserführend waren. Andere Bereiche der Matrix blieben hingegen von dieser schnellen Wasserbewegung ausgeschlossen oder nahmen lediglich über Diffusionsprozesse daran teil. Diese Annahme wird von den mit CXTFIT bestimmten β -Werten unterstützt, die immobile Wasseranteile von 20 – 30 Vol.% in den gestörten Säulen anzeigten.

In Feldversuchen mit Farbstoffen und Mikrosphären stellte *BURKHARDT* (2003) mit zunehmender Tiefe an gefärbten und ungefärbten Bereichen eine Konzentration der Fließwege fest. Dabei konnte gezeigt werden, dass sich die Tiefenverlagerung der Mikrosphären ausschließlich auf gefärbte Bereiche beschränkte. Der Transport der Mikrosphären hatte demzufolge in den gleichen Porensystemen stattgefunden, wie der Transport des gelösten Farbstoffs. Trotz gleichmäßiger Beregnung der Bodenoberfläche hatten sich lokal differenzierte Wassersättigungen ergeben, die zu präferenziellem Fluss führten. Gleichsam konnte nachgewiesen werden, dass bei ähnlichem Durchmesser und ähnlicher Erstreckung nur einzelne Makroporen transportrelevant waren, andere hingegen nicht am Transport teilnahmen.

Ein vergleichbarer Effekt kann für den Wasser- und Stofftransport in den vorgestellten Säulenversuchen aus den Daten zu Wassergehalt und Wasserspannung abgeleitet werden. Die im Vergleich zum oberen Säulendrittel niedrigeren Wassergehalte in der Säulenmitte weisen bei konstantem Fluss darauf hin, dass sich der Wassertransport auf präferenzielle Wege konzentriert haben muss (Abb. 4-20). In diesen eng begrenzten Porenbereichen muss dann mit erhöhten Porenwassergeschwindigkeiten gerechnet werden (*WANG ET AL., 2003*), wodurch sich diese Fließwege für den Partikeltransport qualifizierten.

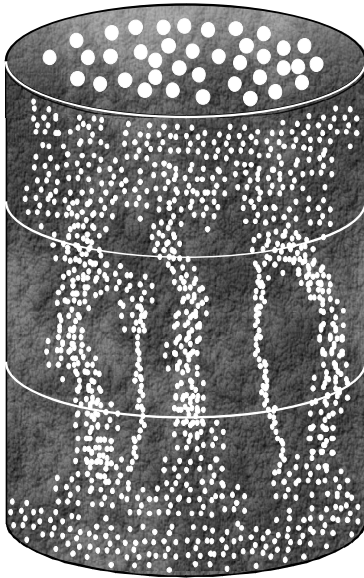


Abb. 4-20: Schematische Darstellung des aus den Wassergehalten und Matrixpotenzialen abgeleiteten Wasserflusses. Im mittleren Säulensegment werden präferenzielle Flüsse vermutet

Als Folge des konzentrierten Wasserflusses auf präferenziellen Fließbahnen sind schnelle Tracerdurchbrüche zu erwarten, wie sie auch die ungleichförmigen Bromiddurchbrüche der ungestörten Versuchsvarianten zeigten. Ein Maß für die Ungleichförmigkeit des Bromiddurchbruchs ist der scheinbare Dispersionskoeffizient, der für die verschiedenen Varianten umso höher war, je mehr der Durchbruch vom parabelförmigem Verlauf abwich. Dies ist in erster Linie auf präferenzielle Fließwege zurückzuführen, wobei auch andere Prozesse das Transportgeschehen beeinflussten. Da die präferenziellen Fließwege gleichsam den Mikrosphärentransport erlaubten, ergibt sich eine signifikant positive Korrelation aus der Beziehung zwischen Dispersionskoeffizienten und Partikeldurchbruch (Abb. 4-21). Der Regressionsanalyse wurde eine Potenzfunktion zugrunde gelegt, weil die Dispersion grundsätzlich auf Effekten, wie der Taylor-Dispersion und dem Gesetz von Hagen-Poiseuille beruht, die ihrerseits in potenziertem Abhängigkeit zum Porendurchmesser stehen.

Auf der Basis der hier gewonnenen Daten kann abgeleitet werden, dass der kolloidale Transport unter ungesättigten Randbedingungen nur dann in nennenswertem Umfang möglich ist, wenn der Boden zu starker Dispersion neigt.

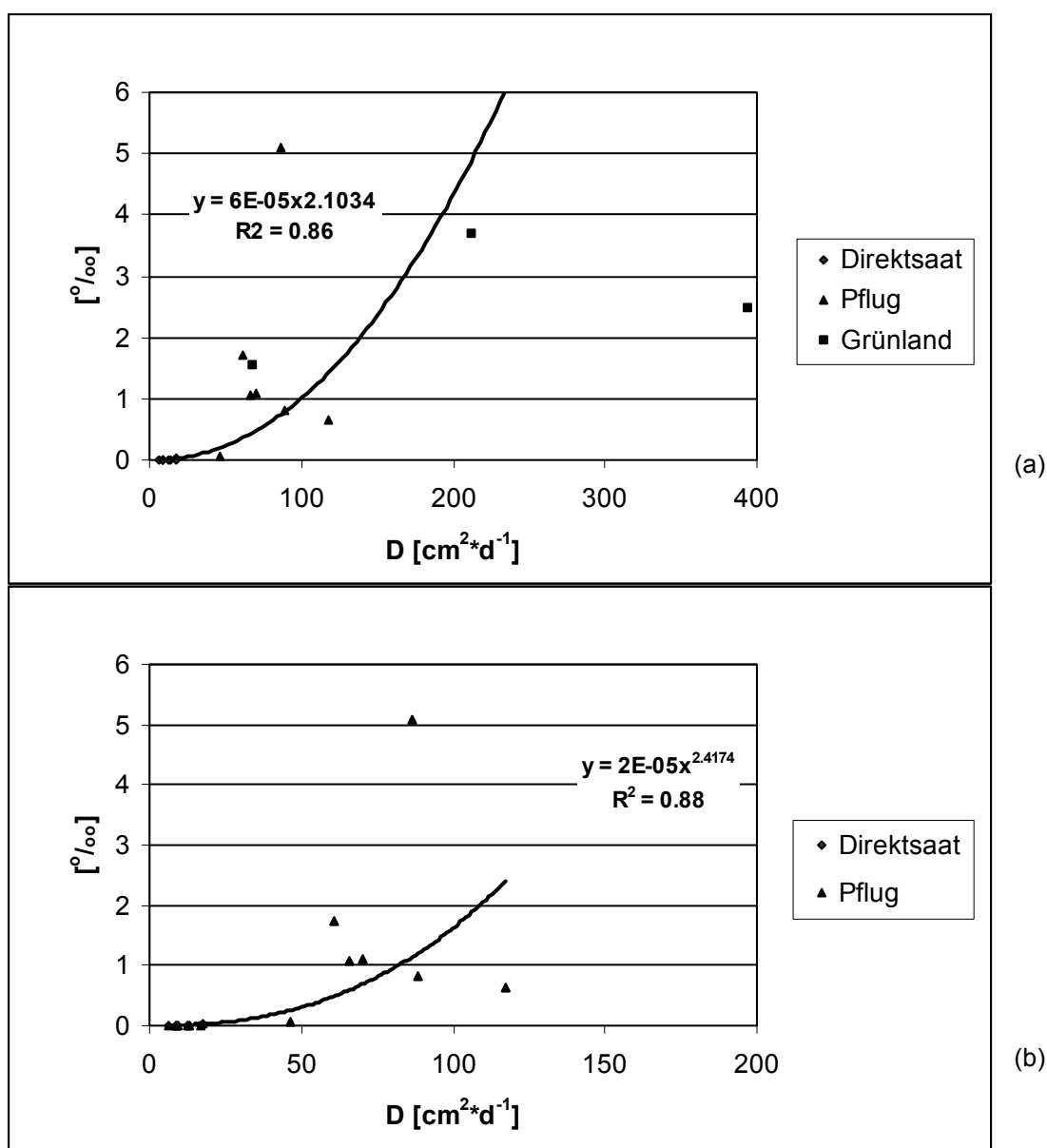


Abb. 4-21: Zusammenhang zwischen dem Dispersionskoeffizienten und der Wiederfindungsrate der Mikrosphären (1,0 μm) im Perkolat. (a) unter Berücksichtigung aller ungestörten Versuchsvarianten (ein Ausreißer eliminiert), (b) unter Berücksichtigung der Direktsaat- und Pflugvarianten

Findet hingegen überwiegend gleichförmiger Matrixfluss mit geringer Dispersion statt, wie es z. B. in den Direktsaatsäulen oder den gestörten Säulen der Fall war, ist die Partikelverlagerung stark limitiert.

Für die Grünlandvarianten mit hohen Dispersionskoeffizienten zeigten die natürlichen Bodenmonolithe zum Teil große Varianzen zwischen den Versuchsp parallelen. Hier sollten weitere Untersuchungen mit größerem Stichprobenumfang folgen, um den Zusammenhang zwischen Dispersion und kolloidalem Transport exakter beschreiben zu können.

c. Retardierter Transport von Mikrosphären gegenüber konservativen Tracern

Neben den frühen und parallelen Durchbrüchen waren oftmals rund 0,5 bis 0,7 Porenvolumen nach dem Bromidpeak erhöhte Mikrosphärenkonzentrationen im Perkolat zu beobachten. Außerdem konnten insbesondere in den Pflug- und Grünlandvarianten beider Böden bis zum Ende der Versuchszeit hohe Partikelanzahlen nachgewiesen werden.

Während schneller Fluss auf präferenziellen Fließpfaden zu den hohen Anfangspeak geführt hat, wurden erhebliche Anteile der Mikrosphären retardiert transportiert und erst nach dem Bromidmaximum im Perkolat wiedergefunden (Abb. 4-22). Dabei kommt es, wie bereits weiter oben angemerkt, nicht zu einer größenabhängigen Differenzierung, was die sehr ähnlichen Abbildungen der 0,5 μm (Abb. 4-22a) und 1,0 μm (Abb. 4-22b) großen Mikrosphären verdeutlichen.

Vergleicht man die Reaktionen der Bodentypen, kann festgestellt werden, dass im Lössboden ein generell höherer Anteil der Mikrosphären vor dem Bromid im Perkolat nachzuweisen ist. Dies kann anhand der Grünlandvarianten deutlicher gezeigt werden, als anhand der Pflugvarianten.

Daraus wird abgeleitet, dass die Bedeutung präferenzieller Fließpfade für den Partikeltransport im Lössboden höher ist als im Sandboden. In diesem wiederum ist die Quellenfunktion offenbar stärker ausgeprägt. Als einer der wenigen Unterschiede im Verhalten der beiden Bodentypen, wird diese Beobachtung mit den unterschiedlichen Texturen in Verbindung gebracht.

Die retardierten Anteile ergeben sich weniger aus einzelnen Durchbruchereignissen, sondern vielmehr aus den konstant hohen Konzentrationen über die Gesamtdauer der Versuche. Der Boden, der den größten Anteil der Mikrosphären zurück gehalten hatte, wirkte also nach dem Durchbruchpeak als Reservoir für den kontinuierlichen Partikelaustrag. Dabei ist es wichtig zu beachten, dass der Konzentrationsschwerpunkt sich nicht verlagert hat. Es handelt sich also nicht um eine langsam vorrückende Partikelfront, sondern vielmehr um eine Retardierung des Transports einzelner Mikrosphären. Wie lange diese Quellenfunktion aufrecht erhalten wird, konnte im Rahmen der zeitlich begrenzten Versuchsdauer nicht ermittelt werden. Dennoch kann ausgesagt werden, dass ein einmaliges Eintragsereignis längere Zeit (Versuchsdauer ca. 30-50 Tage) wirksam sein kann und nicht wie bei gelösten Tracern als Front im Boden vorrückt.

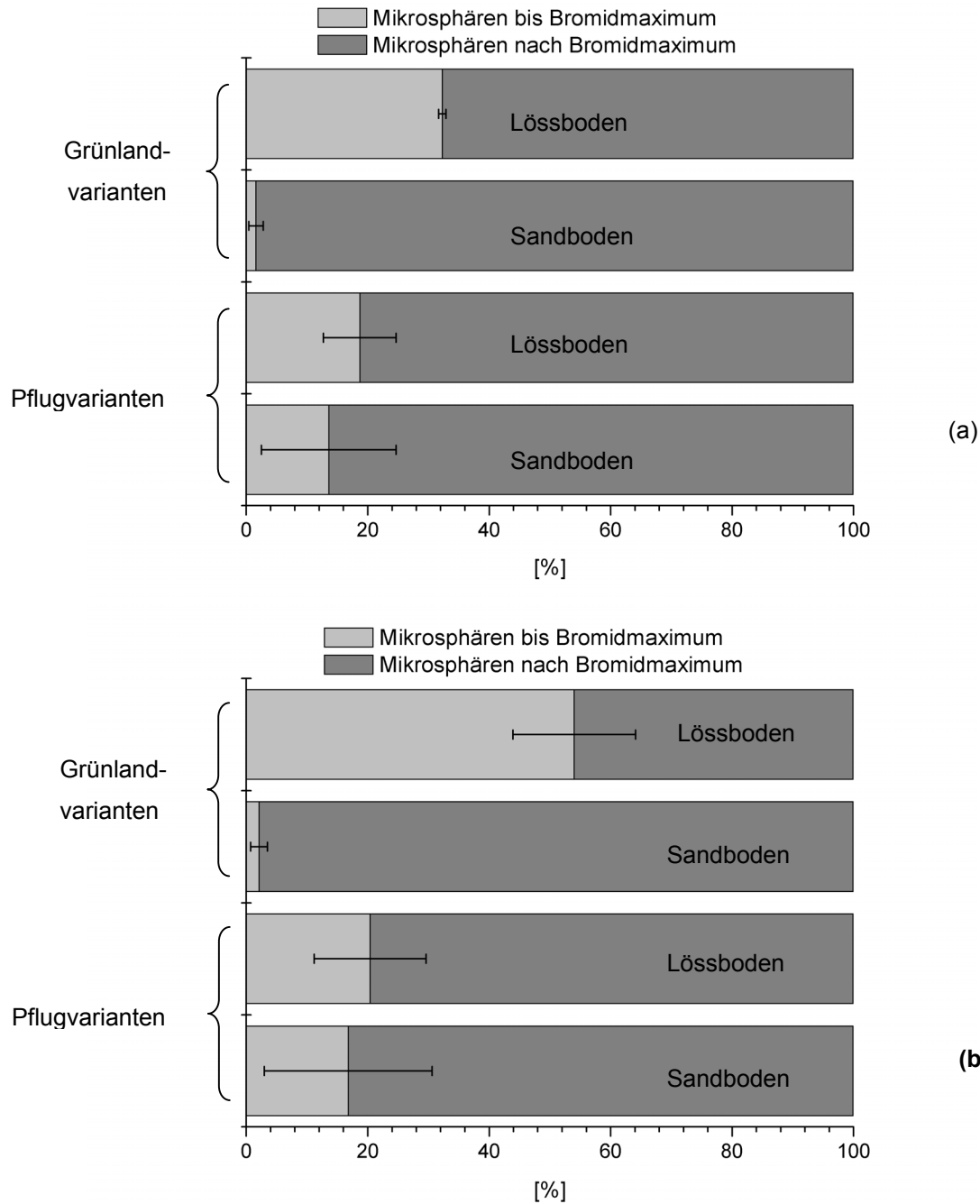


Abb. 4-22: Mittlere Anteile der bis zum Bromidmaximum wiedergefundenen Mikrosphären bezogen auf die Gesamtsumme der im Perkolat wiedergefundenen Mikrosphären. (a) Mikrosphären 0,5 µm, (b) Mikrosphären 1,0 µm

Generell kommen für die Retardierung mehrere Effekte in Betracht. FONTES ET AL. (1991) beobachteten vergleichbar vorseilende sowie retardierte Durchbrüche von Bakterien bei Verlagerungsversuchen in gesättigten Quarzsandsäulen. Sie vermuteten, dass die frühen Durchbrüche mit dem schnellen Transport in sehr weiten Poren und die retardierten Peaks mit dem langsamen Transport in den feinen Poren der Matrix im Zusammenhang standen. In den feineren Poren ist die Kollision der

Kolloide und die damit einhergehende Interaktion mit der Festsubstanz des Bodens ausgeprägter. Zum einen wirken dabei chemisch-biochemische Prozesse, wie die Anlagerung durch elektrostatische und van der Waals-Kräfte (*VIGEANT ET AL., 2002*). Zum anderen können rein physikalische Einflüsse, wie die Rauigkeit der Porenwand und unterschiedliche Kräfte (z. B. Gravitation), denen die Kolloide aufgrund ihrer Größe und Dichte unterliegen, zum Abweichen linearer Fließbahnen und zur Kollision mit der Festsubstanz führen (*BITTON & HARVEY, 1992*). Dadurch kann ferner die tatsächliche Transportstrecke gegenüber der idealen verlängert sein. Die Stärke dieser physikalischen Effekte ist direkt abhängig von der Fließgeschwindigkeit bzw. von der durch die Strömung verursachten Kraft (*SEIDEMANN, 1997*).

Durch reversible Anlagerungen mit nachfolgender Mobilisierung werden die Kolloide gegenüber dem Transportmedium verlangsamt transportiert (*MILLS, 1997*). In größeren Poren ist hingegen die Fließgeschwindigkeit so hoch, dass Wechselwirkungen, die eine Anhaftung zur Folge haben, weitgehend unterbunden werden (*MORLEY ET AL., 1998*). Dabei kann es in den feineren Poren auch zu irreversiblen Anlagerungen von Kolloiden zum Beispiel an Metalloxiden kommen (*RYAN ET AL., 1999; FULLER ET AL., 2000*), die im Sinne der physiko-chemischen Filtration zur effektiven Retention beitragen. Ferner ist in engeren Poren die Wahrscheinlichkeit größer, dass Partikel an unpassierbaren Engstellen „gefangen“ werden. Beide Effekte führen dazu, dass die den anfänglich hohen Durchbruchmaxima folgenden Peaks meist geringere Konzentrationen aufweisen (*MILLS, 1997*), wie auch in den vorgestellten eigenen Untersuchungen beobachtet wurde.

Die reversibel angelagerten Kolloide können durch Veränderungen in der Fließcharakteristik (Geschwindigkeit, Wassersättigung etc.) und im Chemismus des Transportmediums mobilisiert werden (*UNC & GOSS, 2004*). In den vorgestellten beschriebenen Experimenten sollte aufgrund der konstanten Randbedingungen eine erneute Mobilisierung limitiert gewesen sein. Veränderungen in der Fließcharakteristik können bei konstanter Fließrate nur durch systemimmanente Prozesse, wie Setzungen oder Verstopfung von Poren entstehen. Porenverengungen oder -verstopfungen (Kolmation) führen dazu, dass neue Fließwege erschlossen werden oder bestehende Fließwege intensiver, d. h. mit höherer Fließgeschwindigkeit genutzt werden. Setzungen in geringem Umfang wurden nur

in den Säulen der beiden Pflugvarianten beobachtet und können in diesen Säulen zu Veränderungen des Fließgeschehens geführt haben. Insbesondere das Perkolat der Grünlandsäulen war unmittelbar nach dem Beginn der Beregnung trübe, was als Hinweis für die Auswaschung von Bodenteilchen und organischer Substanz gedeutet wurde. Diese natürlichen kolloidalen Teilchen können innerhalb der Säule zur Beeinflussung der Fließwege beigetragen haben. Gleichsamer Auswirkung haben die applizierten Mikrosphären, die ihre Verlagerung durch den Kolmationseffekt selbst beeinflussen (SEIDEMANN, 1997).

Eine Veränderung der chemischen Eigenschaften des Transportmediums kann nur in sehr geringem Umfang stattgefunden haben, weil die Zusammensetzung der Beregnungslösung und damit deren zentrale Eigenschaften wie pH-Wert und Leitfähigkeit bzw. Ionenstärke über die gesamte Versuchszeit konstant gehalten wurden. Eine Veränderung kann durch den Wechsel der Beregnung von der Applikationslösung auf das klare Beregnungswasser verursacht worden sein, da diese Lösungen sich aufgrund der Bromid- und Mikrosphärenzugabe zu der Applikationslösung in der Leitfähigkeit (Applikationslösung $450 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; Beregnungswasser $125 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), nicht aber im pH-Wert unterschieden. Nach der DLVO-Theorie (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek-Theorie) nimmt die Partikelsorption mit abnehmender Ionenstärke des Transportmediums zu (SCHOLL & HARVEY, 1992; LOVELAND ET AL., 1996). Bezogen auf den Übergang von Applikationslösung zu Beregnungswasser kann also damit gerechnet werden, dass es eher zu einer weiteren Festlegung der Partikel gekommen ist. Eine erneute Mobilisierung aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften der Lösungen scheint deshalb ausgeschlossen.

Festzuhalten bleibt, dass Anhaftung und erneute Mobilisierung zur Retardation des Mikrosphärentransportes beigetragen haben können. Der Umfang dieses Beitrages kann nicht exakt quantifiziert werden, scheint aber aufgrund der genannten Gründe eher gering.

Wichtiger hingegen sind physikalische Ursachen, wie Differenzen in den Transportstrecken und Abweichungen der Partikel von der linearen Strömungsbahn. Die zahlreichen kleineren Maxima, die beispielsweise der Partikeldurchbruch der Pflugvarianten zeigte, geben Hinweis darauf, dass unterschiedliche Porensysteme an dem kolloidalen Transport beteiligt waren. Die individuellen Transportdistanzen und –

bedingungen auf diesen unterschiedlichen Fließbahnen führten zu zahlreichen Partikeldurchbrüchen und gegenüber den frühen Durchbrüchen zu einem retardierten Transport. *HARVEY & GARABEDIAN (1991)* folgerten aus vergleichbaren Bakteriedurchbrüchen in Aquifermaterialien mit einer Serie von kleineren, retardierten Peaks, dass multiple präferenzielle Fließpfade unterschiedlicher Länge zu diesem Phänomen führten.

Es ist aber auch zu vermuten, dass ein Teil der Mikrosphären in engen Poren mit vielen Grenzflächeneffekten zunächst verlangsamt transportiert wurde. Beim Übergang in weitere Poren oder Porenbereiche mit lokal erhöhten Fließgeschwindigkeiten unterlagen diese Partikel dann zu einem späteren Zeitpunkt den gleichen schnellen Verlagerungsmechanismen wie die zuvor durchgebrochenen. Dieser Prozess ist vergleichbar mit der Rückdiffusion des Bromids aus Bereichen immobilen Wassers, die insbesondere in den Pflug- und Grünlandvarianten zum Tailing beim Bromiddurchbruch geführt hatte.

Bemerkenswert ist dabei, dass weder beim vorauseilenden noch beim retardierten Transport eine größenabhängige Differenzierung der 0,5 µm und 1,0 µm großen Mikrosphären zu beobachten war, sondern eine signifikante Parallelität zwischen dem Transport der unterschiedlich großen Partikel bestätigt wurde. Daraus muss gefolgert werden, dass zumindest die 0,5 µm und 1,0 µm großen Mikrosphären prinzipiell den gleichen Transport- und Retardierungsmechanismen unterliegen. Für die größeren Partikel, bei denen der wichtigste Retentionseffekt die Filtration war, kann aufgrund der niedrigen Perkolatkonzentrationen keine Aussage getroffen werden.

4.5.3 Einfluss von Bodentyp und Bodennutzung auf den kolloidalen Transport

a. Bodentyp

Dispersion und präferenzierter Fluss prägen den kolloidalen Transport im Boden. Beide Faktoren stehen in enger Abhängigkeit zu den natürlichen und bearbeitungsbedingten Bodeneigenschaften, wobei gezeigt werden konnte, dass Unterschiede zwischen den Bodentypen von den Effekten der Bearbeitung und Nutzung überprägt werden.

Mehrere Verlagerungsstudien mit Mikroorganismen und Partikeln beschreiben Unterschiede im Transportverhalten in Abhängigkeit vom Bodentyp (*MADSEN & ALEXANDER, 1982; TREVORS ET AL., 1990; HUYSMAN & VERSTRAETE, 1993; PATERSON ET*

AL., 1993; HEKMAN ET AL., 1995; MAWDSLEY ET AL., 1996B; SCHIJVEN ET AL., 2002). Die Differenzen wurden dabei meist auf mineralogische und bodenchemische Unterschiede zurückgeführt. So beschreiben einige Autoren eine höhere Retention von Mikroorganismen bei höheren Feinsubstanz- (HUYSMAN & VERSTRAETE, 1993; KEGLER & KEGLER, 1995; CATTANEO ET AL., 1997; SCHIJVEN ET AL., 2002) und Metalloidgehalten im Boden (SCHOLL & HARVEY, 1992; LOVELAND ET AL., 1996; FULLER ET AL., 2000; CHU ET AL., 2003). Während letztere Feststellung weitgehende Bestätigung findet, wird der Einfluss des Tongehalts auf die Verlagerung kontrovers diskutiert. KEGLER & KEGLER (1995) vermuten, dass das Phänomen der Porengrößenabhängigkeit von den physiko-chemischen Eigenschaften der Tonmineralienkomponenten überlagert wird und weisen auf Sorptionsunterschiede verschiedener Tonminerale gegenüber Viren hin. UNC & GOSS (2003) leiteten aus Feldstudien mit Fäkalbakterien ab, dass ein höherer Tongehalt durch verstärkten Makroporenfluss zu vermehrtem und schnellerem Transport führt. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen andere Studien, die zusätzlich die Bedeutung von Schrumpfrissen in Tonböden betonen (PATERSON ET AL., 1993; MAWDSLEY ET AL., 1996B; MCGECHAN & LEWIS, 2002).

Der in dieser Arbeit eingesetzte Lössboden hatte im Mittel einen mehr als dreifach höheren Ton- und einen über doppelt so hohen Schluffgehalt wie der Sandboden. Die vergleichbaren Durchbruchsszenarien der ungestörten Monolithe beider Böden weisen jedoch darauf hin, dass dieser Unterschied nur geringen Einfluss auf den kolloidalen Transport hatte. Es lässt sich auf der Basis der Versuche weder eine signifikante Korrelation zwischen der Mikrosphärenwiederfindung im Perkolat, noch ein signifikanter Unterschied der Wiederfindung im Vergleich der einzelnen Versuchsvarianten beider Böden identifizieren.

Vergleichbar mit anderen Untersuchungen wurde die höchste Wiederfindung unabhängig vom Bodentyp in den obersten Bodenzentimetern lokalisiert (MAWDSLEY ET AL., 1996; ABU-ASHOUR ET AL., 1998). Die Tiefenverlagerung war im Sandboden jedoch etwas deutlicher ausgeprägt als im Lössboden. Dies lässt vermuten, dass im Sandboden aufgrund der gröberen Textur größere Anteile der Bodenmatrix für die Mikrosphären passierbar waren, während im Lössboden präferenzielle Fließwege eine bedeutendere Rolle gespielt haben. Einen weiteren Hinweis darauf geben die höheren Anteile vorseilender Mikrosphären im Lössboden (vgl. Abb. 4-22). Insofern kann die gesteigerte Retention der Mikrosphären in den obersten Bodenzentimetern

des Lössbodens mit dem höheren Feinsubstanzanteil, der feinere Porenstrukturen bedingt, in Verbindung gebracht werden, auch wenn sich für diesen Zusammenhang keine gesicherten Signifikanzen ergeben.

Die physiko-chemischen Eigenschaften der Tonminerale sollten dagegen aufgrund ihrer negativen Oberflächenladung gegenüber den ebenfalls negativ geladenen Mikrosphären von geringerem Einfluss gewesen sein.

b. Bodennutzung und -bearbeitung

Bedeutender für Transport und Retention der Mikrosphären sind nach den Ergebnissen der Verlagerungsstudien offenbar die bearbeitungs- und nutzungsinduzierten Unterschiede.

Wenige Studien haben sich mit dem Vergleich des kolloidalen Transports auf unterschiedlich genutzten Böden beschäftigt (z. B. *JOERGENSEN ET AL., 1998; MCMURRY ET AL., 1998*). Studien zum Einfluss von Bearbeitungsverfahren unterschiedlicher Eingriffsintensität fehlen weitgehend (*GAGLIARDI & KARNS, 2000*).

Den Einfluss der Bodenbearbeitung auf das allgemeine Transportgeschehen im Boden haben zahlreiche Untersuchungen zum Thema gehabt. Neben Feldstudien wurden auch unterschiedliche Säulen- oder Blockversuche unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt, bei denen in der Regel konservative, gelöste Tracer eingesetzt wurden (z. B. *STEENHUIS ET AL., 1990; CLAY ET AL., 1991; SINGH ET AL., 1991; GÄTH ET AL., 1995; SCHOEN ET AL., 1999; KÄTTERER ET AL., 2001*).

Generell wird im Boden unter Direktsaat wie in den vorgestellten Untersuchungen eine höhere Dichte und einhergehend eine geringere Porosität beobachtet (*BALL, 1995; CARVALHO & BASCH, 1995; TEBRÜGGE & WAGNER, 1995; BALL ET AL., 1996*). Makroporen > 50 µm sind im Oberboden unter Direktsaat in signifikant geringerem Maße vorhanden als in Böden unter konventioneller Bodenbearbeitung (*EHLERS, 1973; CARVALHO & BASCH, 1995; AZOOZ ET AL., 1996; EHLERS ET AL., 2000*). Im Kontrast dazu werden durch die Bodenruhe im Direktsaatboden in der Regel deutlich mehr biogene Makroporen nachgewiesen als im gepflügten Boden (*FRIEBE & HENKE, 1991; TEBRÜGGE & WAGNER, 1995; DÜRING & HUMMEL, 1995*).

Transportstudien hingegen zeigen oft kontroverse Ergebnisse, die vermutlich stark von den Versuchsbedingungen abhängen. So beobachteten *HALL ET AL. (1991)* und *WU ET AL. (1995)* schnelle Verlagerungen gelöster Tracersubstanzen und

Agrochemikalien in Direktsaatböden. Sie erklärten diese Beobachtungen mit dem großen Anteil an Makroporenfluss im Direktsaatboden. Auch *DÜRING & HUMMEL (1995)* sehen im by-pass großer Teile des Bodenvolumens eine Möglichkeit der schnellen und tiefen Verlagerung von Schadstoffen bis ins Grundwasser. Voraussetzung hierfür sind starke Niederschläge unmittelbar nach der Applikation, die zum Makroporenfluss führen.

Böden unter Direktsaat wird andererseits eine verstärkte Retention von oberflächlich aufgetragenen Stoffen zugesprochen (*BALL, 1995; BASCH ET AL., 1995; BALL ET AL., 1996*). Zum Teil wird dafür die geringere Porosität und die geringere hydraulische Leitfähigkeit als Grund aufgeführt (*BALL, 1995*). Meist spielt aber der eben angeführte by-pass der Bodenmatrix eine entscheidende Rolle, denn dadurch unterliegen in umflossenen Bodenregionen vorhandene Stoffe in einem geringeren Maße der Auswaschung und werden oberflächennah akkumuliert (*STEENHUIS ET AL., 1990; FREDE & GÄTH, 1993; DÜRING & HUMMEL, 1995; DÜRING, 1996*).

Auf der Bodenoberfläche der eingesetzten Direktsaatsäulen konnten nur wenige offene Bioporen beobachtet werden. Hingegen wurden bei der Entnahme der Säulen im Feld an der Säulenbasis mehrere Millimeter große Poren festgestellt. Unter der Annahme, dass das applizierte Tracergemisch im Direktsaatboden nur in sehr geringem Ausmaß unmittelbar an der Bodenoberfläche in biogene Poren eindringen konnte, muss vermutet werden, dass diese Poren auch für den weiteren Transport von untergeordneter Bedeutung waren. *ALLAIRE-LEUNG ET AL. (2000)* stellten dazu fest, dass an der Bodenoberfläche offene Makroporen unter ungesättigten Bedingungen zu einem frühen Tracerdurchbruch führen können, nach oben geschlossene Poren jedoch keinen solchen Effekt hatten.

Die Berechnung der wasserführenden Grenzporendurchmesser ergab für die Direktsaatsäulen wasserführende Poren bis zu einem maximalen Durchmesser von 300 μm . Unter den gewählten Versuchsrandbedingungen muss deshalb davon ausgegangen werden, dass sehr weite Poren, wie beispielsweise Regenwurmröhren (> 1000 μm), nur geringen Anteil am Transportgeschehen hatten. Präferenzielles Fließen, das aus dem vorausseilenden Bromiddurchbruch abgeleitet wurde, hat offenbar in engeren Porenbereichen stattgefunden und war weniger ausgeprägt, als bei den anderen Versuchsvarianten.

Der sehr geringe Durchbruch von Mikrosphären in das Perkolat der Direktsaatvarianten beider Böden ist danach auf den überwiegenden Stofftransport in engeren Poren zurückzuführen. Die höhere Lagerungsdichte des Direktsaatbodens gegenüber der Pflugvariante führte dazu, dass Filtrationsprozesse verstärkt wirken konnten. Vergleichbare Beobachtungen machten *HUYSMAN & VERSTRAETE* (1993b), die in Verlagerungsversuchen mit Bakterien bei einer Erhöhung der Lagerungsdichte von $1,27 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ auf $1,37 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ eine um bis zu 60 % verringerte Migration feststellten. Dabei wird weniger die höhere Dichte und das geringere Gesamtporenvolumen als Grund für die Retention angesehen, sondern vielmehr speziell das verringerte Grobporenvolumen, das den Transport auf engere Poren beschränkt, in denen Filtrations- aber auch Adsorptionsmechanismen verstärkte Wirkung zeigen (*VAN ELSAS ET AL.*, 1991; *HUYSMAN & VERSTRAETE*, 1993c).

Während das gelöste Bromid von den engeren Poren in die präferenziellen Fliessbereiche gelangen konnte und dort rasch verlagert wurde, unterlagen die Mikrosphären auf diesen Wegen Filtrations- und Adsorptionsprozessen und reicherten sich oberflächennah an. Durch den deutlich höheren Anteil grober Poren, konnten dagegen in den Pflugvarianten weit mehr Partikel verlagert werden. Insbesondere für den Sandboden lässt sich diese Argumentation durch den Vergleich des Anteils Poren $> 50 \mu\text{m}$ stützen (Abb. 4-23). Gemittelt über die gesamte Säule verfügte die Pflugvariante des Sandbodens über ein mehr als doppelt so hohes Volumen an Poren $> 50 \mu\text{m}$. In den oberen Bodenzentimetern war dieser Unterschied zwischen den Versuchsvarianten noch markanter ausgeprägt. Es lässt sich daraus folgern, dass eine Umverteilung der applizierten Mikrosphären in den oberen Bodenzentimetern der Pflugvariante auf diesen Wegen möglich war. Dadurch gelangte ein Teil der Partikel in Bereiche präferenziellen Fliessens und wurde so verlagert. Der gleiche Prozess war in der Direktsaatvariante durch die dichte Lagerung und die einhergehende feinere Porenstruktur nicht möglich, was zu der hohen Retention der Mikrosphären in den oberen Bodenzentimetern führte.

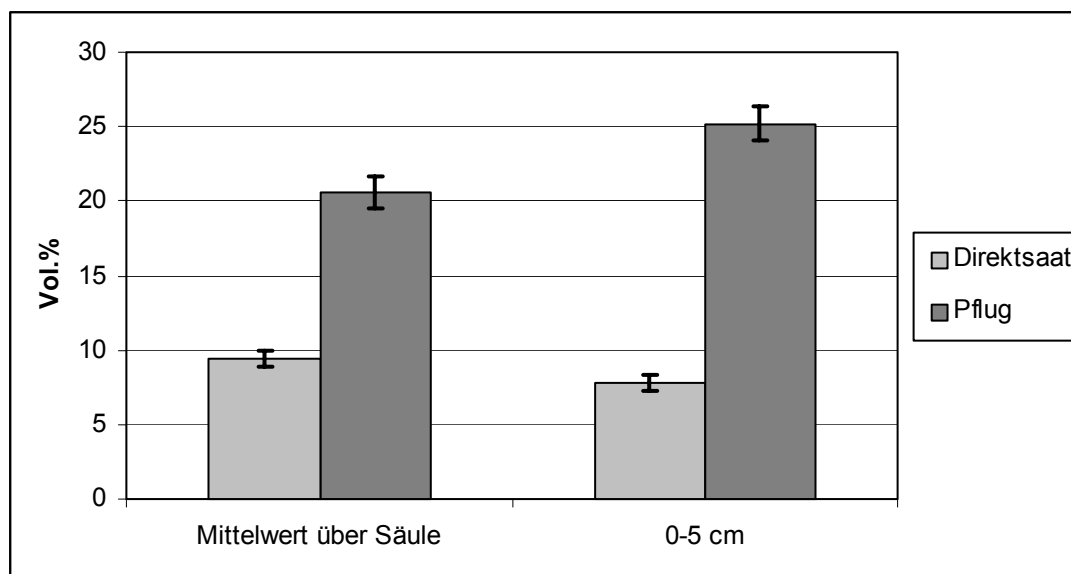


Abb. 4-23: Vergleich des Anteils von Poren > 50 µm in der Direktsaat- und Pflugvariante des Sandbodens. Für die oberen Bodenzentimeter ist der Unterschied noch deutlicher als für die über die gesamte Säule gemittelten Werte

Der Unterschied der Porenanteile zwischen den Versuchsvarianten lässt sich für den Lössboden nur sehr undeutlich zeigen. Im Vergleich zu umfangreichen vorangegangenen Untersuchungen des gleichen Bodens (RICHTER, 1995) fällt aber auf, dass der Anteil der groben Poren der Pflugvariante in den eigenen Erhebungen offensichtlich unterschätzt wurde (Abb. 4-24).

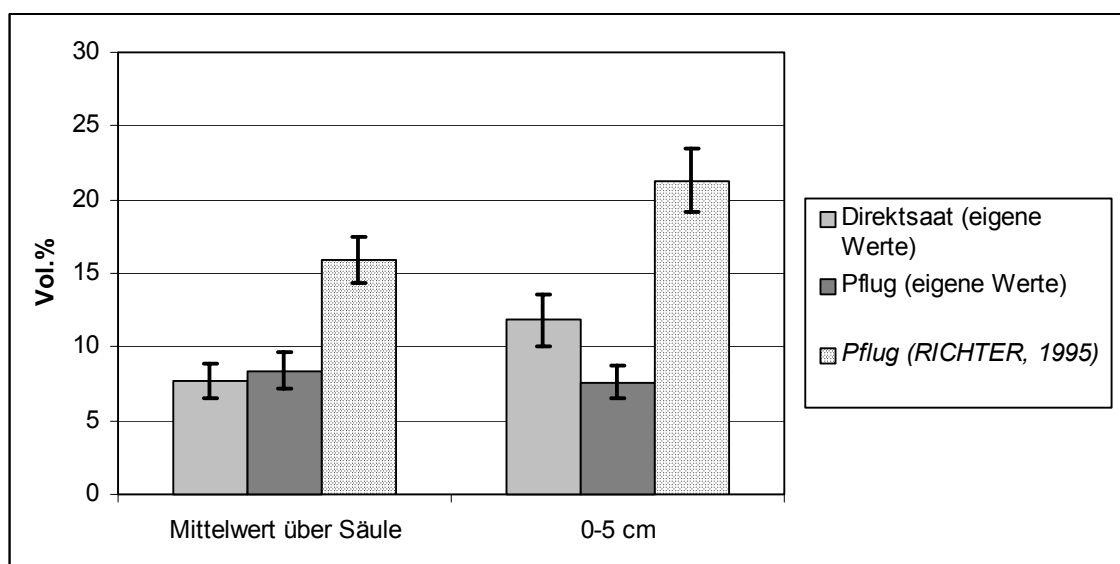


Abb. 4-24: Vergleich des Anteils von Poren > 50 µm in der Direktsaat- und Pflugvariante des Lössbodens. Anhand der Vergleichswerte von RICHTER (1995) wird deutlich, dass die eigenen Werte den Anteil grober Poren in der Pflugvariante unterschätzen

Die geringeren Werte werden auf Verschlammungs- und Sackungsprozesse durch die anhaltende Beregnung zurückgeführt. Sackungen von mehreren Millimetern konnten zum Ende der Versuchszeit beobachtet werden. Die am Ende der Beregnungsexperimente aus den Säulen entnommenen Proben lieferten deshalb vermutlich ein verfälschtes Bild der Porenstruktur, die zu Beginn für die Verlagerung der Mikrosphären zur Verfügung gestanden hatte. Der Sandboden hingegen zeigte sich gegenüber diesen Prozessen stabiler.

Berücksichtigt man für den Lössboden die Porenanteile $> 50 \mu\text{m}$ aus der Literatur (RICHTER, 1995), lässt sich insbesondere der Zusammenhang zwischen dem Anteil der Poren $> 50 \mu\text{m}$ im obersten Bodensegment und der Mikrosphärenwiederfindung im Perkolat gut herausstellen (Abb. 4-25). Dies unterstreicht die Bedeutung von groben Poren im obersten Bodensegment für die Verlagerungswahrscheinlichkeit von kolloidalen Substanzen.

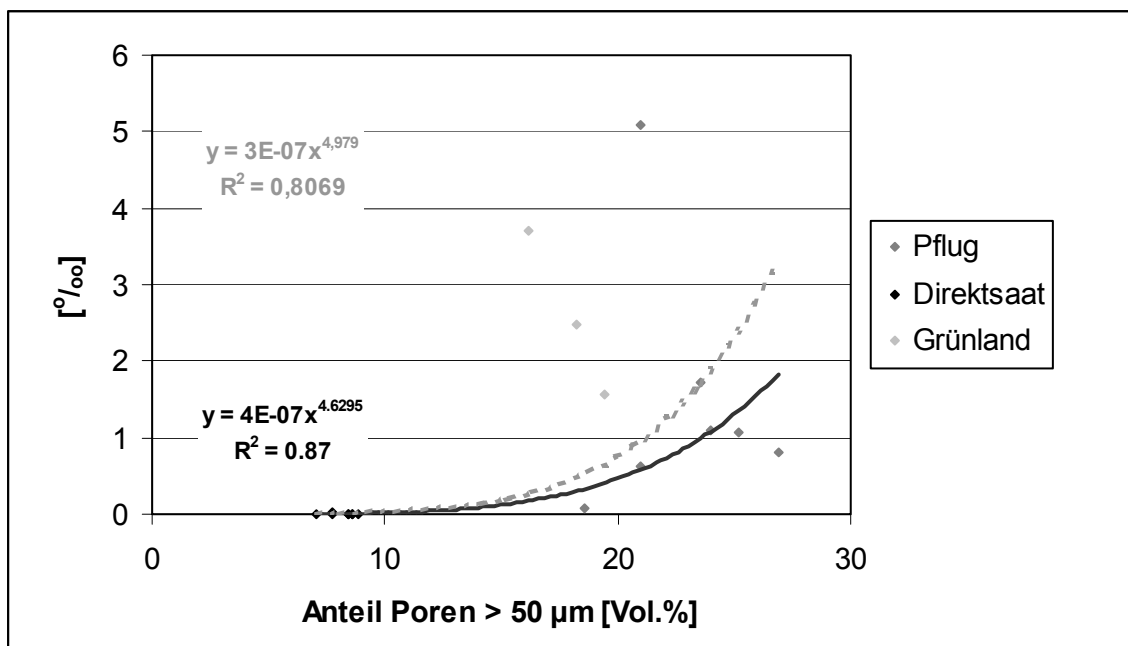


Abb. 4-25: Zusammenhang zwischen dem Anteil an Poren $> 50 \mu\text{m}$ im obersten Bodensegment (0-5 cm) und der Mikrosphärenwiederfindung (1,0 μm) im Perkolat. Die schwarze Kurve berücksichtigt nur die Ackerböden, die graue Kurve bezieht zusätzlich die Ergebnisse der Grünlandböden mit ein

Eine Analogie zu diesem Zusammenhang beschreiben DEJONGE ET AL. (2004b), die das Verlagerungsverhalten von Phosphaten in Säulenexperimenten untersuchten. Sie konnten nachweisen, dass über 75 % des aufgegebenen Phosphats partikulär

gebunden transportiert wurde. Aus anderen Studien ist bekannt, dass Phosphat in Direktsaatböden an der Oberfläche angereichert wird (*BALL ET AL., 1998*). Wenn auch keine weiteren Studien zur Verlagerung von Kolloiden in Direktsaatböden vorliegen, so gibt dies dennoch einen Hinweis darauf, dass die Bodenstruktur unter Direktsaat generell eine hohe Retention von kolloidalen Substanzen bedingt.

Nimmt man die Daten zu den Porenanteilen $> 50 \mu\text{m}$ der Grünlandvarianten hinzu (Abb. 4-25, graue Punkte, graue Linie), verringert sich die Korrelation, weil die Grünlandvarianten bei geringeren Anteilen großer Poren in der Regel höhere Partikelwiederfindungen im Perkolat zeigten. Dies weist darauf hin, dass in den Grünlandböden auch andere Faktoren eine bedeutende Rolle für den Mikrosphärentransport gespielt haben.

Wichtig erscheint aber auch bei dieser Versuchsvariante die Möglichkeit der Umverteilung von Wasser und transportierten Stoffen in den oberen Bodenzentimetern, die in den Grünlandböden durch die starke Durchwurzelung erleichtert wurde (Abb. 4-26) (*PETERSEN ET AL., 1997*). Die Wurzeln führten zu einem hohen Gesamtporenvolumen (vgl. Kap. 4.1).



Abb. 4-26: Bodenprofil des Lössbodens unter Grünland, Standort Hassenhausen. Die oberen Bodenzentimeter zeigen starke Durchwurzelung

Wenige Untersuchungen beschreiben Tracerexperimente mit Grünlandböden (z. B. *DEKKER & RITSEMA, 1996; MCINTOSH ET AL., 1999; SCHWARTZ ET AL., 2000; SONNEVELD ET AL., 2003; VAN DER KAMP ET AL., 2003; BODHINAYAKE & SI, 2004*). Gemeinsam ist allen Ergebnissen, dass Böden unter Grünland über hohe Infiltrationsraten sowie hohe hydraulische Leitfähigkeiten verfügen. Der Grund für schnellen Wassertransport in Grünlandböden wird in einem höheren biogenen Makroporenanteil gesehen, der

sowohl auf ein gesteigertes Bodenleben als auch auf intensives Wurzelwachstum zurückzuführen ist (SONNEVELD ET AL., 2003; VAN DER KAMP ET AL., 2003). BODHINAYAKE & SI (2004) beobachteten in Transportstudien, dass nahe der Sättigung unter Gras über 90 % des Wasserflusses in Poren $> 130 \mu\text{m}$ transportiert wurden. Eine wichtige Rolle spielen dabei neben den Röhren und Wühlgängen der Bodenfauna insbesondere Wurzeln, die als Leitbahnen für einen zügigen Wassertransport in Betracht kommen (VAN DER KAMP ET AL., 2003). Abgestorbene Wurzeln hinterlassen Röhren verschiedenster Größen, deren Wandungen durch den Druck des Wurzelwachstums, aber auch durch die Exkretion verschiedener Stoffe dauerhaft stabil sind und über Jahre erhalten bleiben können (HAGEDORN & BUNDT, 2002). An diesen hydrophoben Wänden kann einmal eingedrungenes Wasser sehr rasch in die Tiefe transportiert werden, weil ein Austausch mit der Bodenmatrix verhindert wird. Auf ähnliche Weise bilden auch lebende Wurzeln präferentielle Leitbahnen mit großer Tiefenwirkung. Zusätzlich kann es an der Schnittstelle zwischen Wurzel und Boden durch erhöhte Quellungs- und Schrumpfdynamik zu Rissen kommen.

Einen weiteren Grund für rasche Infiltration und Tiefenverlagerung in Grünlandböden sehen SONNEVELD ET AL. (2003) in einer größeren Hydrophobie der oberen Bodenzentimeter, die durch den hohen Anteil an organischer Substanz im Wurzelfilz gebildet wird. Dabei zeigen vor allem alte abgestorbene Teile der Wurzeln hydrophobe Eigenschaften, wie es weiter oben bereits für die Wurzelkanäle beschrieben wurde. Diese oberflächlich wirksame Hydrophobie kann zu einer lateralen Umverteilung des Wassers führen, das dann an Stellen geringerer Hydrophobie bevorzugt versickert und dort völlig andere hydraulische Bedingungen schafft als es zu erwarten wäre. Diese kleinräumige Differenzierung kann zu lokal stark erhöhten Fließgeschwindigkeiten führen und stellenweise präferentiellen Fluss in Makroporen bedingen (RITSEMA & DEKKER, 1994; RITSEMA & DEKKER, 1995).

Wenn also in den eingesetzten Grünlandböden laterale Umverteilungen in den oberen, stark durchwurzelten Bodenzentimetern stattgefunden haben, so unterlagen auch die Mikrosphären diesen Prozessen und wurden mit dem ausgelösten präferenziellen Fluss rasch verlagert. Die Konzentrationsprofile der Mikrosphären in den Grünlandsäulen zeigten im Vergleich zu den Pflugsäulen keine massenhafte Tiefenverlagerung, sondern eine deutliche Abnahme mit der Tiefe und Anreicherungen in diskreten Tiefenstufen (vgl. Abb. 4-16 und Abb. 4-19). Dies wird als

Hinweis darauf gedeutet, dass unter Grünland keine flächenhafte Verlagerung stattgefunden hat, sondern vielmehr ein auf wenige Fließpfade beschränkter Tiefentransport. Die Anreicherungen sind dann auf dort endende Fließwege zurückzuführen.

Tiefer reichende Wurzeln können darüber hinaus zu einer schnellen Verlagerung des Bromids und der Mikrosphären ins Perkolat beigetragen haben (*TREVORS ET AL., 1990; VAN ELSAS ET AL., 1991; HEKMAN ET AL., 1995*). Vor allem im Lössboden konnten mehrere Millimeter starke Wurzeln über die gesamte Entnahmetiefe festgestellt werden. *TREVORS ET AL.* (1990) beobachteten einen stärkeren Effekt von Weizenwurzeln auf die Verlagerung von *Pseudomonas fluorescens* im lehmigen Boden gegenüber einem Sandboden. Sie führten dies zum einen auf die größere Tiefenausdehnung und zum anderen auf die generell größere Bedeutung von Wurzeln als präferenzielle Fließpfade im Lehmboden zurück.

Auf beiden Böden waren bei der Entnahme zudem mehr Regenwürmer festzustellen als bei den beiden Varianten unter Ackernutzung. Eine intensivere Wirkung von Grabröhren ist demnach wahrscheinlich. Der Beitrag der Wurzelbahnen ist unter den gewählten Versuchsrandbedingungen allerdings höher einzuschätzen, da die Werte für die Bodenwasserspannung wasserführende Poren bis zu einem Durchmesser von 260 µm im Sandboden und 140 µm in der Parabraunerde erwarten ließen (vgl. Tab. 4-5, Kap. 4.2) und Regenwurmgänge also nur in geringem Maße an der Verlagerung beteiligt gewesen sein sollten.

Generell ist auf Grünland unter natürlichen Bedingungen damit zu rechnen, dass aufgebrachte Mikroorganismen und Kolloide zunächst der Interzeption an der Grasnarbe unterliegen und dort zum Teil absterben oder inaktiviert werden (*JOERGENSEN ET AL., 1998*). Erreichen sie bei starken Niederschlägen die Bodenoberfläche, kann der dichte Wurzelfilz eine höhere Retention bedingen, unter Umständen aber auch den Tiefentransport durch präferenziellen Fluss fördern (*NATSCH ET AL., 1996*). Verschiedene Autoren beobachteten bei Studien mit Grünlandböden eine höhere Retention in den oberen Bodenzentimetern, aber dennoch eine schnellere und ausgedehntere Tiefenverlagerung von Mikroorganismen als in Ackerböden (*MADSEN & ALEXANDER, 1982; NATSCH ET AL., 1996; JOERGENSEN, ET AL., 1998; MCMURRY ET AL., 1998*). Gleichsam werden die eigenen Ergebnisse gewertet. Die Retention in den oberen Bodenzentimetern war bei den Grünlandböden

höher als bei den vergleichbaren Pflugvarianten. Dennoch haben vermutlich insbesondere Wurzelkanäle zu der gesteigerten Tiefenverlagerung bis ins Perkolat beigetragen. Dabei war die Bedeutung dieser präferenziellen Fliesspfade auf den Grünlandböden offenbar höher als in den benachbarten Ackerböden unter Pflugbearbeitung, in denen aufgrund der Porenstruktur insgesamt günstige Verhältnisse für den Transport der Mikrosphären herrschten, die zu einem eher flächenhaften Eintrag führten. Zur genaueren Kennzeichnung dieser Phänomene sind Versuche notwendig, die neben der Tiefenausdehnung auch die laterale Variabilität der Mikrosphärenverlagerung erfassen.

5. Schlussbetrachtung und Ausblick

Die durchgeführten Verlagerungsexperimente hatten das Ziel, den Transport von Kolloiden im ungestörten Boden unter ungesättigten Bedingungen zu charakterisieren. Zu diesem Zwecke wurden zwei wichtige Bodentypen unter verschiedenen Nutzungen und Bearbeitungsintensitäten in die Untersuchungen einbezogen.

Auf Grundlage der eigenen Ergebnisse und der ausgewerteten Literatur werden nachstehend abschließende Folgerungen abgeleitet.

5.1 Filterwirkung des Bodens gegenüber Kolloiden

Generell zeigen natürlich gelagerte Böden unter ungesättigten Fließbedingungen gute Filtereigenschaften gegenüber Kolloiden. Dies bestätigen die insgesamt niedrigen Wiederfindungsraten der Mikrosphären im Perkolat aller Versuchsvarianten. Als Hauptretentionseffekt wirkt die Filtration, die den Großteil der applizierten Partikel nahe der Bodenoberfläche zurückhält. Dabei ist weniger die Oberflächenfiltration als vielmehr die Siebfiltration der entscheidende Mechanismus, da keine oberflächlichen Ablagerungen in Form eines Filterkuchens beobachtet wurden.

Der Anteil der Sorption an der Retention kann anhand der Ergebnisse der Verlagerungsstudien nicht abgeschätzt werden. Aufgrund der negativen Oberflächenladung der Mikrosphären sollten aber Sorptionsprozesse an gleichsinnig geladenen Bodenaustauschern und an der Gas-Wasser-Grenzfläche limitiert sein (WAN ET AL., 1994; WAN & WILSON, 1994; FANG & LOGAN, 1999). WAN & TOKUNAGA (2002) fanden in Untersuchungen zur Anlagerung von Kolloiden an Gas-Wasser-Grenzflächen heraus, dass sich netto negativ geladene Kolloide nicht an diesen Grenzflächen anlagern. Sie führten neben diesem Grenzflächeneffekt aber den Begriff „film straining“ ein, weil sie beobachteten, dass Kolloide unabhängig von ihrer Oberflächenladung in dünnen Wasserfilmen auslaufender Menisken festgehalten wurden. Der Effekt beruht darauf, dass der Durchmesser des Partikels im Vergleich zum Korn umgebenden Wasserfilm groß ist und der Fluss des Films nicht stark genug ist, das Kolloid „mitzuschleppen“ (vgl. Abb. 5-1). Der Filtrationsmechanismus wirkt erst dann, wenn eine kritische Wassersättigung unterschritten und durch zunehmendes Luftvolumen die Verbindung zwischen benachbarten Menisken unterbrochen wird (WAN & TOKUNAGA, 1997). CRIST ET AL. (2004) lieferten mit mikroskopischen Aufnahmen den Beweis, dass diese Retention der Kolloide nicht unmittelbar mit den

Luft-Wasser-Grenzflächen zusammenhängt, sondern vielmehr an der dreifachen Grenzfläche zwischen Luft, Wasser und Festphase wirkt. Sie führen den Effekt unter laminaren Strömungsbedingungen darauf zurück, dass die Porengeschwindigkeit an der Oberfläche der Festphase null ist. Je dünner der Wasserfilm wird, desto näher kommt ein transportierter Partikel diesem Geschwindigkeitsminimum und kann schließlich nicht mehr gegen andere Kräfte verlagert werden (Abb. 5-1).

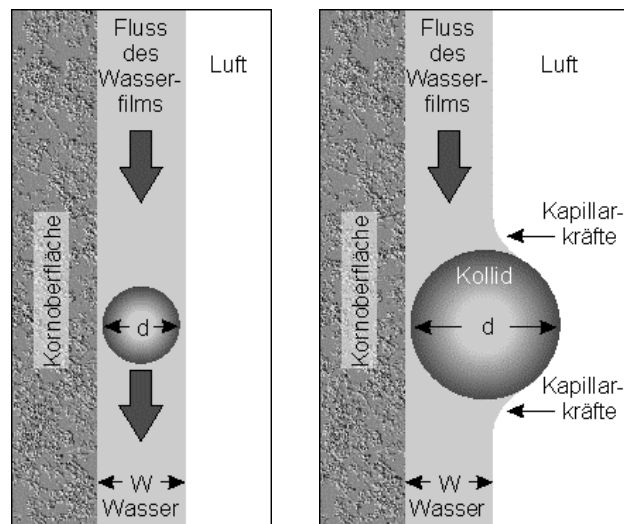


Abb. 5-1: Retention von Kolloiden durch „film straining“. Die Kraft des Wasserflusses reicht bei $d > w$ nicht mehr aus, das Kolloid „mitzuschleppen“ (nach WAN & TOKUNAGA, 1997; verändert)

Auf diese Weise kann der Filtrationsmechanismus des „film strainings“ erheblich zur Retention von Kolloiden in ungesättigten porösen Systemen beitragen und neben der Siebfiltration das wichtigste Verlagerungshemmnis bilden. Dabei ist es wichtig zu beachten, dass die Retention von Kolloiden in dünnen Wasserfilmen von der Wassersättigung des Systems abhängt und grundsätzlich reversibel ist, weil sich die Filme bei zunehmender Sättigung erweitern und so wieder zum Transport der vorher festgelegten Kolloide beitragen können. Vor diesem Hintergrund können Verlagerungsstudien mit konstantem Wasserfluss natürliche Verhältnisse nur unscharf abbilden. Weiterführende Arbeiten sollten deshalb ein natürliches Regenregime möglichst unter Freilandbedingungen beinhalten, um den Effekt der Sättigungsdynamik zu beurteilen. Abbildung 5-2 fasst die wichtigsten Ablagerungs- und Mobilisierungsmechanismen zusammen.

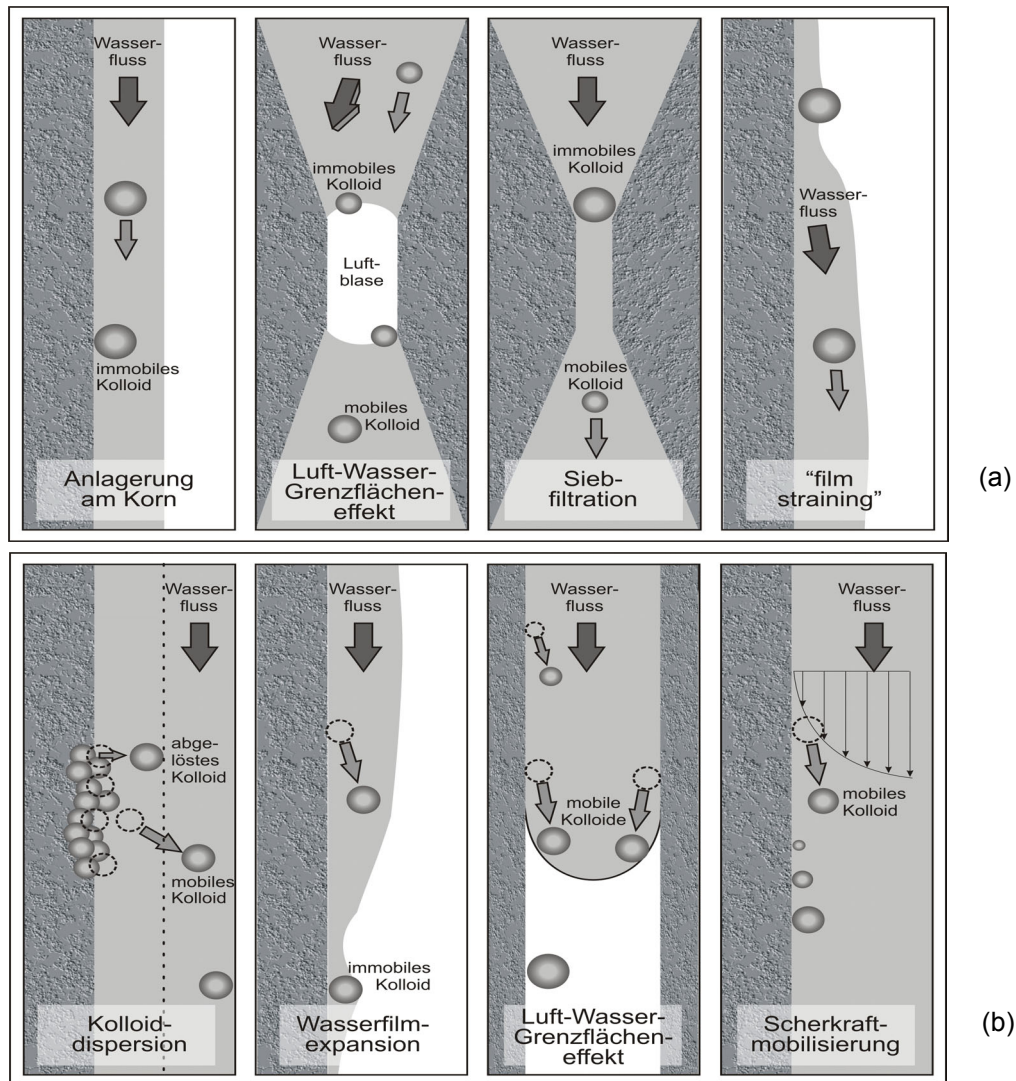


Abb. 5-2: Ablagerungs- (a) und Mobilisierungsmechanismen (b) für Kolloide im Boden (nach DENOVIO ET AL., 2004; verändert)

Mit Blick auf eine potenzielle Gefährdung des Grundwassers durch die Tiefenverlagerung von Kolloiden muss also nicht nur der unmittelbare Transport nach der Aufbringung auf die Bodenoberfläche berücksichtigt werden, sondern auch eine eventuelle spätere Remobilisierung durch Änderung der Wassersättigung. Entscheidend ist dann, ob das Kolloid in der Zwischenzeit abgestorben, abgebaut oder anderweitig verändert wurde, was wiederum von der Zeitspanne zwischen Applikation (z. B. von Wirtschaftsdünger) und Remobilisierung abhängt. Im Bereich der Biokolloide können in diesem Zusammenhang beispielsweise Dauerformen parasitärer Mikroorganismen, wie *Giardia*-Cysten eine mögliche Gefahr darstellen, wohingegen Indikatororganismen wie *Escherichia coli* vermutlich absterben (GIBBS, ET AL., 1997; GORNIK & EXNER, 2001).

5.2 Kolloidtransport im Boden

Wenn trotz der guten Filterwirkung des Bodens Kolloidtransport stattfindet, so ist dieser physikalisch zunächst auf Poren beschränkt, die im Durchmesser größer sind als die transportierten Kolloide. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Porengröße auf Basis des Äquivalentdurchmessers, die als messbare Größe in bodenkundlichen Studien Anwendung findet, zur Beurteilung des Kolloidtransports nicht geeignet ist. Dies zeigen die Versuche mit gestörten Bodensäulen, wo auf dieser Basis theoretisch ein Transport möglich gewesen sein sollte, aber nicht nachweisbar war. Letztlich hängt es von der engsten Stelle einer Pore ab, ob diese für Kolloide passierbar ist oder nicht. Eine schnelle Tiefenverlagerung ist damit auf Poren beschränkt, die deutlich größer sind als die transportierten Partikel. Zudem wird die Transportdistanz von der Kontinuität dieser Poren bestimmt (*JACOBSEN ET AL., 1997*). Einen Beitrag zur Tiefenverlagerung leisten Wurzeln, deren Röhren als kontinuierliche Fließbahnen mit Tiefenwirkung fungieren können, wie es die Ergebnisse der Experimente an Grünlandsäulen zeigen.

Unter ungesättigten Bedingungen ist außerdem entscheidend, in wie weit große Poren wassergefüllt sind und überhaupt am Transport teilnehmen. Dies zeigen die geringen Wiederfindungsraten im Perkolat der Direktsaatböden, in denen generell viele biogene Makroporen mit hoher Kontinuität nachgewiesen werden (*SHIPITALO ET AL., 1994; TEBRÜGGE, 1995*), die aber unter den ungesättigten Versuchsbedingungen nicht wesentlich am Transportgeschehen beteiligt waren.











Die Wassersättigung hat demnach bedeutenden Einfluss auf die mögliche Verlagerung von Kolloiden im Boden (*POWELSON & MILLS, 1996; POWELSON & MILLS, 1998; POWELSON & MILLS, 2001*). Insbesondere die Sättigung und die Verfügbarkeit weiter Poren in den oberen Bodenzentimetern konnte in den Untersuchungen als entscheidender Faktor für den Transport ermittelt werden. Zum einen trägt die hohe Wassersättigung in den oberen Bodenzentimetern zur Bildung präferenzierter Fließwege bei. Zum anderen ist in dieser Zone eine laterale Umverteilung von Kolloiden möglich, die so zu den präferenziellen Fließwegen hingeführt werden und dort der Verlagerung unterliegen. Ferner können präferenzierter Fließwege auch unter konstanten Fließbedingungen ungleichmäßige Sättigungszustände bedingen.

Wie hoch die Wahrscheinlichkeit für eine Verlagerung von Kolloiden im Boden ist, hängt demnach von zahlreichen Faktoren ab, unter denen die Porenstruktur und die

Wassersättigung die wichtigsten sind. Beide Faktoren hängen gleichermaßen von der Bodenstruktur und damit von der Bodennutzung und -bearbeitung ab. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass Differenzen unterschiedlicher Bodentypen gegenüber den nutzungsinduzierten Unterschieden in den Hintergrund treten.

Die wichtigsten Bodendeterminanten für einen möglichen Transport von Kolloiden im Boden sind in Tabelle 5-1 aus den Ergebnissen der eigenen Untersuchungen sowie der Literaturlauswertung zusammengestellt.

Tab. 5-1: Zusammenstellung der wichtigsten Bodendeterminanten für einen möglichen Transport von Kolloiden im Boden

Faktor	Transportwahrscheinlichkeit für Kolloide	
	gering	hoch
Wassersättigung		
Makroporen		
Dispersionsneigung		
präf. Fluss		
Flussrate		
Wurzeln		
Tongehalt		
Organische Substanz		
Metalloide		
Ionenstärke der Bodenlösung		

Wassersättigung: Je höher die Wassersättigung ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit des Kolloidtransportes. Es bedarf aber einer kritischen Wassersättigung, bis zu der Kolloidtransport nicht oder nur in sehr geringem Maße möglich ist.

Makroporen: Nur wenn Poren vorhanden sind, deren engste Stelle weiter ist als der Durchmesser der Kolloide, kann Transport erfolgen. Je mehr solcher Poren vorhanden sind, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit des Transports. Es besteht eine enge Abhängigkeit zur Wassersättigung, die entscheidet, welche Poren am Transport beteiligt sind.

Dispersionsneigung: Je höher die Dispersion im Boden ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass Kolloide auf präferenziellen Fließwegen transportiert werden können.

Präferenzialer Fluss: Je mehr präferenzialer Fluss möglich ist, desto mehr Kolloide können auf diesem Wege transportiert werden.

Flussrate: Je höher die Flussrate (bzw. Porenwassergeschwindigkeit) ist, desto höher ist die Scherkraft und desto weniger Kolloide werden schwerkraftbedingt oder physikochemisch ab- oder angelagert.

Wurzeln: Wurzeln können präferenziale Fließwege mit hoher Kontinuität bilden und den Transport von Kolloiden fördern. Ein sehr dichtes Wurzelgeflecht kann aber auch zur oberflächennahen Retention beitragen.

Tongehalt: Je höher der Tongehalt ist, je feinkörniger also die Matrix ist, desto weniger Poren werden für den kolloidalen Transport geeignet sein. Andererseits kann ein sehr hoher Tongehalt zu Schrumpfrissen und damit zur möglichen Kolloidverlagerung führen.

Organische Substanz: Organische Substanz bietet positiv geladene Austauschplätze, an denen Kolloide mit negativ geladener Oberfläche sorbieren können.

Metalloxide: Vor allem Eisen- und Manganoxide bilden Sorptionsmöglichkeiten für Kolloide.

Ionenstärke der Bodenlösung: Eine hohe Ionenstärke der Bodenlösung hemmt Sorptionsvorgänge durch Ladungsabschirmung und fördert so den Kolloidtransport.

5.3 Mikrosphären als Substitut für Mikroorganismen in Verlagerungsstudien

In den vorliegenden Transportstudien wurden Mikrosphären eingesetzt, um das Verlagerungsverhalten von Kolloiden zu charakterisieren. Dabei sollte wie in verschiedenen vorangegangenen Studien auch das Transportverhalten von Biokolloiden (z. B. Bakterien) simuliert werden (z. B. HARVEY ET AL., 1989; HARVEY ET AL., 1993; HARVEY ET AL., 1995; LINDQUIST & BENGTTSSON, 1995; NUTTAL & SMITH, 1996; SILLIMAN, 1996; HARVEY, 1997; CHINJU ET AL., 2001; HARVEY & HARMS, 2001; AUCKENTHALER ET AL., 2002; EBIHARA ET AL., 2002; SCHIJVEN ET AL., 2002; SOMMER ET AL., 2002; BRADFORD ET AL., 2004; BURKHARDT ET AL., 2004; DENOVIO ET AL., 2004; MCCARTHY & MCKAY, 2004).

Einige Studien weisen auf signifikante Unterschiede im Transportverhalten von Mikroorganismen und diesen Substituten hin (z. B. *HARVEY ET AL., 1989*). Die Differenzen werden dabei auf die biologisch-chemische Komplexität der Mikroorganismen zurück geführt, die zu mannigfaltigen Interaktionen führen kann. Im Allgemeinen konnten aber die meisten Studien eine zufriedenstellende Übereinstimmung des Transportverhaltens verschiedener Mikroorganismen und eingesetzter Mikrosphären bestätigen. In der vorliegenden Arbeit wurde auf die Erkenntnisse zahlreicher Studien zurück gegriffen, die in vielen Fällen auf Transportexperimenten mit Mikroorganismen basieren. In vielen dieser Studien zeigten die eingesetzten Mikroorganismen ein vergleichbares Verhalten zu den in dieser Arbeit verwendeten Mikrosphären. Dadurch kann auch ohne die direkte experimentelle Gegenüberstellung eine Vergleichbarkeit des Transportverhaltens unterstützt werden.

Ergebnisse von Verlagerungsstudien mit Mikrosphären können also nicht pauschal auf Mikroorganismen übertragen werden, wie die kontroversen Ergebnisse einiger Studien anzeigen. Insbesondere die Ableitung exakter Aussagen zu einzelnen Organismen ist nur nach weiterer Prüfung zulässig. Zahlreiche in der Literatur und in dieser Arbeit belegte Übereinstimmungen machen aber deutlich, dass Mikrosphären als Modellansatz grundsätzlich geeignet sind, das Transportverhalten von Mikroorganismen (vereinfacht) zu simulieren. Die einfache Handhabung sowie die Unempfindlichkeit gegenüber Umwelteinflüssen bieten große Vorteile gegenüber dem Einsatz lebender oder inaktivierter Mikroorganismen. Darüber hinaus können die Modellkolloide im Gegensatz zu vielen Mikroorganismen risikofrei in Boden- und Grundwasserstudien eingesetzt und mit hoher Präzision nachgewiesen werden. Neue mikrobiologische Verfahren, die durch den Einsatz gentechnischer Verfahren eine ähnliche Präzision erreichen, sind dagegen durch gesetzliche Bestimmungen meist auf den Laboreinsatz beschränkt.

Während viele Organismen bei der Boden- oder Grundwasserpassage absterben, bleiben Mikrosphären weitgehend unverändert. Sie eignen sich dadurch zur Simulation des Transportes sehr resistenter Mikroorganismen und Dauerformen oder können ein Worst-Case-Szenario abbilden.

5.4 Trinkwassergefährdung durch Mikroorganismen aus der Landwirtschaft?

Die Landwirtschaft trägt durch die Applikation von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern zum Eintrag von Mikroorganismen in Böden bei. Auf diesem Pfad können auch humanpathogene Krankheitserreger in den Boden gelangen und eine potenzielle Gefahr für das Trinkwasser darstellen. Um diese Gefahr zu minimieren, belegt der Gesetzgeber die Landnutzung in Wasserschutzgebieten mit Auflagen wie Ausbringungsverboten für Wirtschaftsdünger und Beweidungseinschränkungen. Als Entschädigung werden oftmals Ausgleichszahlungen an die Landwirte fällig, deren Bodenrente aufgrund der Bewirtschaftungsauflagen nicht maximiert werden kann. Der Volkswirtschaft entstehen dadurch Kosten, die letztlich auf den Verbraucher umgelegt werden müssen. Demzufolge muss die Frage gestellt werden, wie groß die Gefahr ist, die vom landwirtschaftlichen Mikroorganismeneintrag ausgeht.

In der Literatur existieren dazu verschiedene Studien, die zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Während einige Autoren den engen Zusammenhang von trinkwasserassoziierten Erkrankungen und intensiver Viehhaltung sowie Güllennutzung hervorheben (MAWDSLEY ET AL., 1995; GOSS ET AL., 1998; WING & WOLF, 1999; CONBOY & GOSS, 2000; VALCOUR ET AL., 2002), bewerten andere das Risiko einer Grundwasserkontamination als gering (ANONYM, 1997; ANONYM, 2001; TSCHIRSICH ET AL., 2002; ANONYM, 2003; HOMM-BELZER & BAHR, 2004). Ein bemerkenswerter Unterschied besteht zwischen Studien aus den USA und Deutschland. In amerikanischen Studien wird das Risiko in der Regel höher eingeschätzt als in Deutschland. Dieser Unterschied ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die deutsche Trinkwassergewinnung zu über 70 % auf der Grundwassernutzung aus Brunnen beruht, wohingegen in den USA vor allem in ländlichen Regionen mit dominanter Landwirtschaft Quellen zur Wasserversorgung dienen (ANONYM, 1997).

TSCHIRSICH ET AL. (2002) konnten im Rahmen einer umfassenden statistischen Analyse keinen gesicherten Zusammenhang zwischen dem Auftreten von *Escherichia coli* im Rohwasser und der Landnutzung feststellen. Sie kommen deshalb zu dem Schluss, dass eine hygienisierende Aufbereitung des Rohwassers unumgänglich ist. Zusätzliche Nutzungseinschränkungen in Wassereinzugsgebieten seien nicht zielführend und führten zu unnötigen Kostenbelastungen.

Die Ergebnisse der eigenen Verlagerungsexperimente zeigen, dass Nutzungsart und Bearbeitungsintensität bedeutenden Einfluss auf die Verlagerungswahrscheinlichkeit von Kolloiden im Boden haben. Die geringen Wiederfindungen von Mikrosphären im Perkolat der Versuchsvarianten beweisen aber gleichsam, dass der Boden als effektive Barriere wirkt, den Eintrag von Mikroorganismen in das Grundwasser zu verhindern, allerdings unter Umständen mit anhaltender Nachlieferung.

Weder aus der Literatur noch aus den eigenen Untersuchungen kann mit abschließender Sicherheit eine Aussage zum mikrobiologischen Gefährdungspotenzial der Landnutzung auf das Grundwasser gemacht werden. Dennoch weisen sie auf einen Zusammenhang hin, der näherer Untersuchung bedarf. Für weiterführende Studien wird deshalb empfohlen, landwirtschaftlich genutzte Böden unter Feldbedingungen in Verlagerungsstudien einzubinden. Insbesondere der Transfer von Biokolloiden vom Wirtschaftsdünger in den Boden sowie durch den Boden ins Grundwasser muss dabei einer quantifizierenden Betrachtung unterzogen werden. Auch der direkte Eintrag von Dung bei der Weidehaltung sollte dabei in seiner Bedeutung bemessen werden.

Im Sinne eines vorsorgenden Trinkwasserschutzes mit möglichst geringen Kosten für den Verbraucher muss ein Multibarrierenkonzept gegen Kontaminationen Anwendung finden, welches den Boden als effektive Barriere einbindet. Als zusätzliche vorgeschaltete Barriere sind landwirtschaftliche Leistungen wie Stallhygiene, Tierernährung sowie Lagerung und Behandlung von Wirtschaftsdüngern zu betrachten. Pauschale Nutzungseinschränkungen sind hingegen aufgrund der entstehenden Kosten ebenso kritisch zu hinterfragen, wie die Zonierung von Wasserschutzgebieten mit Festlegung der 50-Tage-Linie als Garantie für die hygienische Unbedenklichkeit des Trinkwassers. Die Festlegung der 50-Tage-Linie beruht in der Regel auf der Transportgeschwindigkeit eines konservativen gelösten Tracers im Aquifer. Wie die in dieser Arbeit beschriebenen Versuche gezeigt haben, ist auf dieser Basis keine hinreichende Bewertung des Transportes von Mikroorganismen möglich. Hier sollten in Zukunft partikuläre Tracer zum Einsatz kommen, die zusätzlich zum Aquifer auch den Boden als Transport- und Filterstrecke berücksichtigen. Diese Vorgehensweise könnte zu standortgerechten und grundwasserschonenden Landnutzungen in Wasserschutzgebieten sowie zur Entschärfung von Landnutzungskonflikten beitragen. So wurde beispielsweise in der

Schweiz an Stelle der 50-Tage-Linie eine 10-Tage-Linie als engere Schutzzone definiert und so dem Schutzpotenzial des Bodens Rechnung getragen (*ANONYM, 1998*). Darüber hinaus ergeben sich finanzielle Einsparpotenziale, wenn einerseits Nutzungseinschränkungen zurückgenommen oder andererseits aufwendige Wasseraufbereitungsprozesse unterbleiben können.

6. Zusammenfassung

Der Boden hat als Filter und Puffer eine zentrale Funktion im Grundwasserschutz. Oberflächlich aufgebraachte Substanzen und Schadstoffe unterliegen im Boden mannigfaltigen Umsetzungs-, Absterbe-, Sorptions- und Filtrationsprozessen. Gleichsam können Substanzen in gelöster oder partikulärer Form aber auch durch den Boden hindurch transportiert werden und so eine potenzielle Gefahr für das Grundwasser darstellen. Nachdem sich die Wissenschaft in der Vergangenheit größtenteils auf den gelösten Transport konzentriert hat, gewinnt seit einigen Jahren der kolloidale Transport an Bedeutung. Dabei sind insbesondere der partikuläre oder Partikel unterstützte Schadstofftransport sowie der Transport von Mikroorganismen von zentralem Interesse. Mikroorganismen unterschiedlicher Art können ein hohes Risiko für die Sicherheit des Trinkwassers darstellen und sind als Hauptursache für trinkwasserassoziierte Erkrankungen festzustellen.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es deshalb, das Transportverhalten von kolloidalen Stoffen und Mikroorganismen im ungesättigten Boden zu charakterisieren. Dazu wurden Verlagerungsversuche mit unterschiedlich großen Mikrosphären sowie konservativen chemischen Tracern im Labormaßstab durchgeführt. Mikrosphären werden seit einigen Jahren als kolloidale Tracer in Verlagerungsexperimenten eingesetzt und sind prinzipiell geeignet, auch das Transportverhalten von Biokolloiden wie Bakterien und Viren darzustellen. In den Infiltrationsexperimenten kamen sowohl gestörte als auch ungestörte Bodensäulen zweier unterschiedlicher Böden zum Einsatz, die wichtige Bodentypen deutscher Mittelgebirge repräsentieren. Darüber hinaus wurde die Bodennutzung berücksichtigt, indem Bodensäulen auf Ackerstandorten und benachbarten Grünlandflächen entnommen wurden. Um unterschiedlichen Eingriffsintensitäten im modernen Ackerbau Rechnung zu tragen, wurden Ackerböden unter Direktsaat sowie unter konventioneller Pflugbearbeitung in die Untersuchungen eingebunden. Die Bodensäulen wurden in einer Laborinfiltrationsanlage nach Applikation der Tracersubstanzen künstlich beregnet und dabei hydrologisch überwacht. Alle Versuche fanden unter ungesättigten Bedingungen statt. Das Durchbruchverhalten des konservativen Tracers Bromid wurde zur Ableitung wichtiger Transportkenngrößen mittels CXTFIT modelliert.

Analysen der bodenphysikalischen Eigenschaften der Böden sowie der Fliessbedingungen während der Versuche lieferten die Grundlage zur Bewertung der Ergebnisse.

Die Ergebnisse zeigten, dass der Boden gegenüber kolloidalen Substanzen als effektiver Filter wirkt und nur geringe Anteile der applizierten Mikrosphären die Bodensäulen passierten. In allen Versuchsvarianten wurden die meisten Kolloide in den oberen Bodenzentimetern zurückgehalten.

Im Perkolat der gestörten Bodensäulen konnten keine Mikrosphären nachgewiesen werden. Gleichsam war die Tiefenausdehnung der verlagerten Kolloide in diesen Versuchsvarianten stark begrenzt.

Im Gegensatz dazu war bei allen ungestörten Bodenmonolithen ein Durchbruch von Mikrosphären in das Perkolat zu beobachten. Die natürliche Bodenstruktur hatte folglich entscheidenden Einfluss auf das Verlagerungspotenzial der Kolloide. Gleichermäßen konnten deutliche Unterschiede zwischen den Nutzungs- und Bearbeitungsvarianten festgestellt werden, wohingegen der Einfluss des Bodentyps in den Hintergrund trat. Während der Transport der Mikrosphären im Direktsaatböden aufgrund der höheren Lagerungsdichte und der einhergehenden Verringerung des Grobporenvolumens limitiert war, wurden im Perkolat der Pflug- und Grünlandvarianten beider Böden hohe Partikelkonzentrationen nachgewiesen. In diesen Varianten standen präferenzielle Fliesspfade ausreichender Größe und hoher Kontinuität zur Verfügung. Im generell lockeren, gepflügten Boden kommen dafür Interaggregatporen, in den Grünlandböden vor allem Wurzelkanäle in Frage. Zusätzlich wurde ein Zusammenhang mit dem Anteil an Poren $> 50 \mu\text{m}$ in den oberen Bodenzentimetern identifiziert. Diese Poren ermöglichten eine laterale Umverteilung der Mikrosphären, welche auf diese Weise zu präferenziellen Fliesswegen gelangen konnten und dort verlagert wurden.

Anhand der vorseilenden Bromiddurchbrüche konnten im Vergleich zu den gestörten Säulen hohe Dispersionskoeffizienten bestimmt werden, die in Korrelation zu den Mikrosphärendurchbrüchen im Perkolat stehen.

Als Fazit der Untersuchungen wird festgehalten, dass sich gestörte Systeme in Bezug auf den kolloidalen Transport prinzipiell anders verhalten als ungestörte Böden. Sie können nicht als Vergleich herangezogen werden.

Die unmittelbar nach der Applikation aufgetretenen Mikrosphärendurchbrüche machen deutlich, dass konservative Tracer generell nicht geeignet sind, das Transportverhalten von Kolloiden in der ungesättigten Bodenzone darzustellen. Im Vergleich mit Literaturdaten konnte hingegen bestätigt werden, dass sich die eingesetzten Mikrosphären eignen, das Transportverhalten von Kolloiden und Mikroorganismen im Boden zu simulieren.

Aus den Ergebnissen wird abgeleitet, dass der Boden als wichtiger Bestandteil in das bestehende Multibarrierenkonzept zum Schutze des Grund- und Trinkwassers einzubinden ist. Durch die Filterleistung des Bodens stellen flächenhafte Einträge von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern nur in Ausnahmefällen eine Gefahr für das Grundwasser dar. Die Berücksichtigung dieser Bodenfunktion kann dazu beitragen, Landnutzungskonflikte zu entschärfen, ohne den vorsorgenden Trinkwasserschutz zu vernachlässigen.

7. Summary

The soil has a central function in groundwater protection as a filter and buffer. Superficially applied substances and pollutants are subject to sorption, conversion and filtration processes in the soil. On the other hand these substances may be transported through the soil in a dissolved or particulate manner and pose a potential risk for groundwater. In the past, scientific research concentrated to a large extent on dissolved transport, recently colloidal transport earns interest. Recent studies on this subject focussed mainly on particulate or particle-facilitated transport of pollutants or transport of microorganisms through soil. Microorganisms of different kind can represent a high risk for drinking water and are identified as main causes for drinking water-associated diseases.

Main goal of the presented work was it therefore to characterize transport of colloidal substances and microorganisms in unsaturated soil. Displacement experiments with variable sized microspheres as well as conservative chemical tracers were carried out on a laboratory scale. Microspheres have been successfully used for some years as colloidal tracers in environmental transport experiments and are generally suitable to simulate also biocolloids such as bacteria and viruses. In the infiltration experiments both disturbed and undisturbed soil columns of two different soils were used, representing important soil types of German low mountain ranges. Beyond that, the influence of land use was considered in taking soil columns on field locations and neighbouring grassland areas. To take into account different tillage intensities of modern agriculture, conventional plough-tilled soils as well as soils under no-tillage treatment were included into the investigations.

After application of the tracer substances the soil columns were artificially irrigated in a laboratory infiltration device and hydrologically surveyed. All experiments took place under controlled unsaturated boundary conditions. The breakthrough behavior of the conservative tracer bromide was modelled by means of CXTFIT for the derivative of important transportation characteristics. Analyses of soil physics and flow conditions during the experiments supplied the basis for evaluation of results.

The results showed that the soil serves as an effective filter for colloids as only a small portion of the applied microspheres passed the soil columns and the overall part of the particles were retained in the upper soil centimetres.

No microspheres could be detected in the percolate of the disturbed soil columns, where depth distribution was strongly limited. In contrast, a breakthrough of microspheres was observed in all undisturbed soil monoliths. Hence, natural soil structure had crucial influence on the displacement potential of the colloids.

Furthermore, clear differences between the different land use variants and tillage intensities could be determined, whereas the soil type was of less importance. Due to higher soil bulk densities and the accompanying decrease of the macropore volume the transport of the microspheres in no-tillage soils was limited. In the plough and grassland variants of both soils high particle concentrations in the percolate could be observed, though. In these variants preferential flow paths were sufficient in size and of high continuity to serve as transport pathways. In the generally loose ploughed soil interaggregate pores, in the grassland soils above all root channels were considered to be responsible for this reaction. A correlation with the portion of pores $> 50 \mu\text{m}$ in the upper soil centimetres was identified. These pores made a lateral rearrangement of microspheres possible, which then could be displaced in preferential flow paths.

On the basis of the fast bromide breakthroughs high dispersion coefficients were determined for the undisturbed soil columns and a correlation of dispersion and microsphere breakthrough was derived.

As a result of the investigations it is noted that disturbed systems behave explicitly different than undisturbed soils regarding colloidal transport and can therefore not serve as a real comparison. The microsphere breakthroughs immediately after the application make clear that conservative tracers are generally not suitable to represent the transport behaviour of particles in unsaturated soils.

However, in the comparison with literature data it could be confirmed that the applied microspheres are suitable simulates for colloids and microorganisms in environmental transport studies.

From the results it is derived that the soil as an important component has to be included into existing multibarrier concepts for the protection of ground and drinking

water. Because of the soil's good filter properties disposal of farm manure and secondary raw material fertilizers pose a risk for ground water only in exceptional cases. The consideration of this soil function can make a contribution to mitigate land use conflicts without neglecting drinking water protection.

8. Literaturverzeichnis

- ABDEL-FATTAH, A. I. UND EL-GENK, M. S.** (1998). On colloidal particle sorption onto a stagnant air-water interface. *Adv colloid interfac* **78**, 237-266.
- ABU-ASHOUR, J., JOY, D. M., LEE, H., WHITELEY, H. R. UND ZELIN, S.** (1994). Transport of microorganisms through soil. *Water Soil and Air Poll* **75** (1), 141-158.
- ABU-ASHOUR, J., JOY, D. M., LEE, H., WHITELEY, H. R. UND ZELIN, S.** (1998). Movement of bacteria in unsaturated soil columns with macropores. *Transactions of the ASAE* **41**, 1043-1050.
- ADAMCZYK, Z. UND WARSZYNSKI, P.** (1996). Role of electrostatic interactions in particle sorption. *Adv colloid interfac* **63**, 41-149.
- ADERHOLD, D. UND NORDMEYER, H.** (1993). The influence of soil macropores on herbicide leaching. 8th EWRS Symposium "Quantitative approaches in weed and herbicide research and their practical application", Braunschweig.
- AHUJA, L. R., FIEDLER, F., DUNN, G. H., BENJAMIN, J. G. UND GARRISON, A.** (1998). Changes in soil water retention curves due to tillage and natural reconsolidation. *Soil Sci Soc Am J* **62**, 1228-1233.
- ALLAIRE-LEUNG, S. E., GUPTA, S. C. UND MONCRIEF, J. F.** (2000). Water and solute movement in soil as influenced by macropore characteristics 1. Macropore continuity. *J Contam Hydrol* **41**, 283-301.
- ALVAREZ, C. R. UND ALVAREZ, R.** (2000). Short-term effects of tillage systems on active soil microbial biomass. *Biol Fert Soils* **31**, 157-161.
- AMANN, R. I.** (1995). Fluorescently labelled, rRNA-targeted oligonucleotide probes in the study of microbial ecology. *Mol Ecol* **4**, 543-554.
- AMANN, R. I., GLÖCKNER, F.-O. UND NEEF, A.** (1997). Modern Methods in subsurface microbiology: in situ identification of microorganisms with nucleic acid probes. *FEMS Microbiol Rev* **20**, 191-200.
- ANANYEVA, N. D., DEMKINA, T. S., JONES, W. F., CABRERA, M. L. UND STEEN, W. C.** (1999). Microbial biomass in soils of Russia under long-term management practices. *Biol Fert Soils* **29**, 291-299.
- ANDREINI, M. S. UND STEENHUIS, T. S.** (1990). Preferential paths of flow under conventional and conservation tillage. *Geoderma* **46**, 85-102.
- ANONYM** (1992). Klärschlammverordnung (AbfKlärV). Bundesregierung Deutschland.
- ANONYM** (1997). Die hygienische Belastung des Grundwassers mit humanpathogenen Keimen durch das Aufbringen von Wirtschaftsdüngemitteln. Büro für Standorterkundung geistes ingenieure, Göttingen.

- ANONYM** (1998). Gewässerschutzverordnung (GSchV) der Schweiz. Schweizerischer Bundesrat.
- ANONYM** (2000). OECD Guidelines for the testing of chemicals. Proposal for updating guideline 106. OECD.
- ANONYM** (2001a). Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Wirtschaftsdünger und Sekundärrohstoffe. Arbeitsbericht, ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-6.2. ATV-DVWK, Hennef.
- ANONYM** (2001b). Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch – Trinkwasserverordnung (TrinkwV). Bundesregierung Deutschland.
- ANONYM** (2002). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts – Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Bundesregierung Deutschland.
- ANONYM**. (2004). Zahlen und Fakten zum Thema Wasser. ATV-DVWK, Hennef.
- ARAUJO, R. M., PUIG, A., LASOBRAS, J., LUCENA, F. UND JOFRE, J.** (1997). Phages of enteric bacteria in fresh water with different levels of faecal pollution. *J Appl Microbiol* **82**, 281-286.
- ARORA, V. K., GAJRI, P. R. UND PRIHAR, S. S.** (1991). Tillage effects on corn in sandy soils in relation to water retentivity, nutrient and water management and seasonal evaporativity. *Soil Till Res* **21**, 1-21.
- ATLAS, R. M.** (1998). Microbial pollutants in our nation's water - Environmental and public health issues. OECD Workshop Molecular Methods for safe drinking water, Interlaken.
- ATTEIA, O. UND KOZEL, R.** (1997). Particle size distribution in waters from a karstic aquifer: from particles to colloids. *J Hydrol* **201**, 102-119.
- AUCKENTHALER, A., RASO, G. UND HUGGENBERGER, P.** (2002). Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. *Water Sci Technol* **46**, 131-138.
- AZOOZ, R. H., ARSHAD, M. A. UND FRANZLUEBBERS, A. J.** (1996). Pore size distribution and hydraulic conductivity affected by tillage in northwestern Canada. *Soil Sci Soc Am J* **60**, 1197-1201.
- BAGGI, F., DEMARTA, A. UND PEDUZZI, R.** (2001). Persistence of viral pathogens and bacteriophages during sewage treatment: lack of correlation with indicator bacteria. *Res Microbiol* **152**, 743-751.
- BAI, G., BRUSSEAU, M. L. UND MILLER, R. M.** (1997). Influence of a rhamnolipid biosurfactant on the transport of bacteria through a sandy soil. *Appl Env Microb* **63**, 1866-1873.
- BAKER, R. S. UND HILLEL, D.** (1990). Laboratory tests of a theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Sci Soc Am J* **54**, 20-30.

- BALES, R. C., LI, S., MAGUIRE, K. M., YAHYA, M. T., GERBA, C. P. UND HARVEY, R. W.** (1995). Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, MA. *Ground Water* **33**, 653-661.
- BALL, B. C.** (1995). Soil responses to tillage and their environmental implications in Scotland. In: Tebrügge, F. und Böhrnsen, A. (Hrsg.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European Countries*, Proceedings of second EC-Workshop, Silsoe, UK, pp. 7-16.
- BALL, B. C., CHESHIRE, M. V., ROBERTSON, E. A. G. UND HUNTER, E. A.** (1996). Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactability and plasticity of two soils in a long-term experiment. *Soil Tillage Res* **31**, 143-160.
- BALL, B. C., TEBRÜGGE, F., SARTORI, L., GIRÁLDEZ, J. V. UND GONZÁLEZ, P.** (1998). Influence of no-tillage on physical, chemical and biological soil properties. In: Tebrügge, F. und Böhrnsen, A. (Hrsg.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European Countries*, Final Report, Giessen.
- BALOTA, E. L., COLOZZI-FILHO, A., ANDRADE, D. S. UND DICK, R. P.** (2003). Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. *Biol Fert Soils* **38**, 15-20.
- BARTH, D.** (2001). A review of the parasites in feedstuffs and animal faeces. In *Potentially harmful organisms and substances in feedstuffs and animal faeces*. pp. 94-103. Senate Commission for the Assessment of Chemicals Used in Agriculture, Report 5, Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG, Weinheim.
- BASCH, G., CARVALHO, M., DÜRING, R.-A. UND MARTINS, R.** (1995). Displacement of herbicides under different tillage systems. In: Tebrügge, F. und Böhrnsen, A. (Hrsg.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European Countries*, Proceedings of second EC-Workshop, Silsoe, UK, pp. 25-38.
- BAUER, J. AND SCHNEWEIS, I.** (2001). Fungi and fungal metabolites in animal excrements. In *Potentially harmful organisms and substances in feedstuffs and animal faeces*. pp. 86-93. Senate Commission for the Assessment of Chemicals Used in Agriculture, Report 5, Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG, Weinheim.
- BEESE, F.** (1982). Gesetzmäßigkeiten beim Transport gelöster Stoffe im Boden. *Beitr zur Hydrol*, Sonderheft IV, 267-300.
- BEHRENS, S., FUCHS, B. M., MUELLER, F. UND AMANN, R. I.** (2003). Is the in situ accessibility of the 16S rRNA of *Escherichia coli* for Cy3-labeled oligonucleotide probes predicted by a three-dimensional structure model of the 30S ribosomal subunit? *Appl Env Microb* **69**, 4935-4941.
- BEISECKER, R.** (1994). Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. *Bodenökologie und Bodengene*, Heft 12, Berlin.

- BENCKISER, G. UND SIMARMATA, T.** (1994). Environmental impact of fertilizing soils by using sewage and animal wastes. *Fert Res* **37**, 1-22.
- BERG, G.** (1978). The indicator system. In: Berg, G. (Hrsg.), *Indicators of viruses in water and food*, 1: 1-15. Ann Arbor Sci. 424 pp..
- BEVEN, K. UND GERMANN, P.** (1982). Macropores and water flow in soils. *Water Resources Res* **18**, 1311-1325.
- BIOSCA, E. G., AMARO, C., MARCO-NOALES, E. UND OLIVER, J. D.** (1996). Effect of low temperature on starvation-survival of the eel pathogen *Vibrio vulnificus* biotype 2. *Appl Env Microb* **62**, 450-455.
- BITTON, G., LAHAV, N. UND HENIS, Y.** (1974). Movement and retention of *Klebsiella aerogenes* in soil columns. *Plant and Soil* **40**, 373-380.
- BITTON, G., PANCORBO, O. C. UND FARRAH, S. R.** (1984). Virus transport and survival after land application of sewage sludge. *Appl Env Microb* **47**, 905-909.
- BITTON, G. AND HARVEY, R. W.** (1992). Transport of pathogens through soils and aquifers. In: Mitchell, R. (Hrsg.) *Environmental Microbiology*, pp. 103-24. Wiley-Liss, New York.
- BODHINAYAKE, W. UND SI, B. C.** (2004). Near-saturated surface soil hydraulic properties under different land uses in the St Denis National Wildlife Area, Saskatchewan, Canada. *Hydrol Process* **18** (15), 2835-2850.
- BOGOSIAN, G., SAMMONS, L., MORRIS, P. J. L., O'NEIL, J. P., HEITKAMP, M. A. UND WEBER, D. B.** (1996). Death of *Escherichia coli* K-12 strain W3110 in soil and water. *Appl Env Microb* **62**, 4114-4120.
- BOLLER, M.** (1998). Für eine gesteigerte Qualität der Trinkwasserversorgung. *focus Biosicherheit - Information und Kommunikation des Schwerpunktprogramms Biotechnologie (B I C S)* **9**, 1-4.
- BOLSTER, C. H., MILLS, A. L., HORNBERGER, G. M. UND HERMAN, J. S.** (1999). Spatial distribution of deposited bacteria following miscible displacement experiments in intact cores. *Water Resour Res* **35**, 1797-1807.
- BOLSTER, C. H., MILLS, A. L., HORNBERGER, G. M. UND HERMAN, J. S.** (2001). Effect of surface coatings, grain size, and ionic strength on the maximum attainable coverage of bacteria on sand surfaces. *J Contam Hydrol* **50**, 287-305.
- BOLTON, D. J., BYRNE, C. M., SHERIDAN, J. J., MCDOWELL, D. A. UND BLAIR, I. S.** (1999). The survival characteristics of a non-toxic strain of *Escherichia coli* O157:H7. *J Appl Microbiol* **86**, 407-411.
- BOMO, A.-M., EKEBERG, D., STEVIK, T. K., HANSSSEN, J. F. UND FROSTEGARD, A.** (2004). Retention and removal of the fish pathogenic bacterium *Yersinia ruckeri* in biological sand filters. *J Appl Microbiol* **97**, 598-608.

- BOOLTINK, H. W. G. UND BOUMA, J.** (1991). Physical and morphological characterization of bypass flow in a well-structured clay soil. *Soil Sci Soc Am J* **55**, 1249-1254.
- BOUMA, J.** (1981). Soil morphology and preferential flow along macropores. *Agric Water management* **3**, 235-250.
- BOUVIER, T. UND DEL GIORGIO, P. A.** (2003). Factors influencing the detection of bacterial cells using fluorescence in situ hybridization (FISH): a quantitative review of published reports. *FEMS Microbiol Ecol* **1485**, 1-13.
- BÖHM, R. AND PFIRRMANN, A.** (2001). Bacteria and bacterial metabolites in faeces from animals. In *Potentially harmful organisms and substances in feedstuffs and animal faeces*. pp. 43-60. . Senate Commission for the Assessment of Chemicals Used in Agriculture, Report 5, Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG, Weinheim.
- BRADFORD, S. A., YATES, S. R., BETTAHAR, M. UND SIMUNEK, J.** (2002). Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resour Res* **38**, 1327-1338.
- BRADFORD, S. A., SIMUNEK, J., BETTAHAR, M., VAN GENUCHTEN, M. T. UND YATES, S. R.** (2003). Modelling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. *Environ Sci Technol* **37**, 2242-2250.
- BRADFORD, S. A., BETTAHAR, M., SIMUNEK, J. UND VAN GENUCHTEN, M. T.** (2004). Straining and attachment of colloids in physically heterogeneous porous media. *Vad Zone J* **3**, 384-394.
- BRUSH, C. F., GHIORSE, W. C., ANGUISH, L. J., PARLANGE, J.-Y. UND GRIMES, H. G.** (1999). Transport of *Cryptosporidium parvum* oocysts through saturated columns. *J Environ Qual* **28**, 809-815.
- BURKHARDT, M.** (2003). Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Sandboden. Diss. Jül-4058, Forschungszentrum Jülich, Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Institut IV: Agrosphäre.
- BYRD, J. J., XU, H.-S. UND COLWELL, R. R.** (1991). Viable but nonculturable bacteria in drinking water. *Appl Env Microb* **57**, 875-878.
- CAMESANO, T. A. UND LOGAN, B. E.** (1998). Influence of fluid velocity and cell concentration on the transport of motile and nonmotile bacteria in porous media. *Environ Sci Technol* **32**, 1699-1708.
- CARVALHO, M. UND BASCH, G.** (1995). Long term effects of two soil tillage treatments on a vertisol in Alentejo region of Portugal. In: Tebrügge, F. und Böhrnsen, A. (Hrsg.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European Countries*, Proceedings of second EC-Workshop, Silsoe, UK, pp. 17-23..
- CASTEEL, M. J. UND SOBSEY, M. D.** (1999). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water and wastewater by electrochemically generated mixed

- oxidants. Proceedings International Conference: *Minimising the risk from Cryptosporidium and other waterborne particles*, Paris, 19.-23.04.1999.
- CATTANEO, M. V., MASSON, C. UND GREER, C. W.** (1997). The influence of moisture on microbial transport, survival and 2,4-D biodegradation with a genetically marked *Burkholderia cepacia* in unsaturated soil columns. *Biodegradation* **8**, 87-96.
- CHANDLER, D. S., FARRAN, I. UND CRAVEN, J. A.** (1981). Persistence and distribution of pollution indicator bacteria on land used for disposal of piggery effluent. *Appl Env Microb* **42**, 453-460.
- CHEN, S., FRANKLIN, R. E UND JOHNSON, A. D.** (1997). Clay film effects on ion transport in soil. *Soil Sci* **162**, 91-96.
- CHEN, S., FRANKLIN, R. E., QUISENBERRY, V. L. UND DANG, P.** (1999). The effect of preferential flow on the short and long-term spatial distribution of surface applied solutes in a structured soil. *Geoderma* **90**, 229-241.
- CHINJU, H., KUNO, Y., NAGASAKI, S. UND TANAKA, S.** (2001). Deposition behavior of polystyrene latex particles on solid surfaces during migration through an artificial fracture in a granite rock sample. *J Nucl Sci Tech* **38**, 439-443.
- CHO, J.-C., CHO, H. B. UND KIM, S.-J.** (2000). Heavy contamination of a subsurface aquifer and a stream by livestock wastewater in a stock farming area, Wonju, Korea. *Environ Pollut* **109**, 137-146.
- CHU, Y., JIN, Y. UND YATES, M. V.** (2000). Virus transport through saturated sand columns as affected by different buffer solutions. *J Environ Qual* **29**, 1103-1110.
- CHU, Y., JIN, Y., BAUMANN, TH. UND YATES, M. V.** (2003). Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns. *J Environ Qual* **32**, 2017-2025.
- CLAY, S. A., KOSKINEN, W. C. UND CARLSON, P.** (1991). Alachlor movement through intact soil columns taken from two tillage systems. *Weed Technol* **5**, 485-489.
- CONBOY, M. J. UND GOSS, M. J.** (2000). Natural protection of groundwater against bacteria of fecal origin. *J Contam Hydrol* **43**, 1-24.
- COOLS, D., MERCKX, R., VLASSAK, K. UND VERHAEGEN, J.** (2001). Survival of *E.coli* and *Enterococcus spp.* derived from pig slurry in soils of different texture. *App Soil Ecol* **17**, 53-62.
- COTTA, M. A., WHITEHEAD, T. R. UND ZELTWANGER, R. L.** (2003). Isolation, characterization and comparison of bacteria from swine faeces and manure storage pits. *Env Microbiol* **5**, 737-745.
- CRIST, J. T., MCCARTHY, J. F., ZEVI, Y., BAVEYE, P., THROOP, J. A. UND STEENHUIS, T. S.** (2004). Pore-scale visualization of colloid transport and retention in partly saturated porous media. *Vad Zone J* **3**, 444-450.

- CUMBIE, D. H. UND MCKAY, L. D. (1999). Influence of diameter on particle transport in a fractured shale saprolite. *J Contam Hydrol* **37**, 139-157.
- DAHLBÄCK, B., HERMANSSON, M., KJELLEBERG, S. UND NORKANS, B. (1981). The hydrophobicity of bacteria - an important factor in their initial adhesion at the air-water interface. *Arch Microbiol* **128**, 267-270.
- DARNAULT, C. J. G., STEENHUIS, T. S., GARNIER, P., KIM, Y.-J., JENKINS, M. B., GHIORSE, W. C., BAVEYE, P. UND PARLANGE, J.-Y. (2004). Preferential flow and transport of *Cryptosporidium parvum* oocysts through the vadose zone. *Vad Zone J* **3**, 262-270.
- DAVIES, R. H. UND WRAY, C. (1996). Seasonal variations in the isolation of *Salmonella typhimurium*, *Salmonella enteritidis*, *Bacillus cereus* and *Clostridium perfringens* from environmental samples. *J Vet Med Ser B* **43**, 119-127.
- DE JONGE, H., JACOBSEN, O. H., DE JONGE, L., W. UND MOLDRUP, P. (1998). Particle-facilitated transport of prochloraz in undisturbed sandy loam soil columns. *J Environ Qual* **27**, 1495-1503.
- DE JONGE, L. W., KJAERGAARD, C. UND MOLDRUP, P. (2004a). Colloids and colloid-facilitated transport of contaminants in soils. *Vad Zone J* **3**, 321-325.
- DE JONGE, L. W., MOLDRUP, P., RUBAEK, G. H., SCHELDE, K. UND DJURHUUS, J. (2004b). Particle leaching and particle-facilitated transport of phosphorus at field scale. *Vad Zone J* **3**, 462-470.
- DEKKER, L. W. UND RITSEMA, C. J. (1994). How water moves in a water repellent sandy soil. 1. Potential and actual water repellency. *Water Resour Res* **30**, 2507-2518.
- DEKKER, L. W. UND RITSEMA, C. J. (1996). Preferential flow paths in a water repellent clay soil with grass cover. *Water Resour Res* **32**, 1239-1250.
- DELONG, E. F., WICKHAM, G. S. UND PACE, N. R. (1989). Phylogenetic stains: ribosomal RNA-based probes for the identification of single cells. *Science* **243**, 1360-1363.
- DENOVIO, N. M., SAIERS, J. E. UND RYAN, J. N. (2004). Colloid movement in unsaturated porous media. *Vad Zone J* **3**, 338-351.
- DEXTER, A. R. (1997). Physical properties of tilled soils. *Soil Till Res* **43**, 41-63.
- DROZD, C. UND SCHWARTZBROD, J. (1996). Hydrophobic and electrostatic cell surface properties of *Cryptosporidium parvum*. *Appl Env Microb* **62**, 1227-1232.
- DUMKE, R. AND FEUERPFIL, I. (2001). Verhalten von Enteroviren und Coliphagen in der Trinkwasseraufbereitung. In: *Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser*. pp. 217-38. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, Bonn.

- DUNNIVANT, F. M., JARDINE, P. M., TAYLOR, D. L. UND McCARTHY, J. F.** (1992). Cotransport of Cadmium and Hexachlorobiphenyl by dissolved organic carbon through columns containing aquifer material. *Environ Sci Technol* **26**, 360-368.
- DÜRING, R.-A. UND HUMMEL, H. E.** (1995). Leaching and decomposition of agrochemicals in no-tilled soils. In: Tebrügge, F. und Böhrnsen, A. (Hrsg.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European Countries*, Proceedings of second EC-Workshop, Silsoe, UK, pp. 39-48.
- DÜRING, R.-A.** (1996). Beiträge zum Verhalten ausgewählter Herbizide und einiger ihrer Metaboliten in differenziert bearbeiteten Böden. Diss. Universität Gießen. *Boden und Landschaft*. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 9.
- DÜRING, R.-A., HOSS, T. UND GÄTH, S.** (2002). Depth distribution and bioavailability of pollutants in long-term differently tilled soils. *Soil Till Res* **66**, 183-195.
- EBIHARA, T., MACKERT, S. D. UND GRAHAM, D. W.** (2002). Vertical migration of *Cryptosporidium parvum* in unsaturated sand columns under transient flow conditions. Proceeding CSCE/EWRI of ASCE Environmental Engineering Conf., Niagara, 2002.
- EDMONDS, R. L.** (1976). Survival of coliform bacteria in sewage sludge applied to a forest clearcut and potential movement into groundwater. *Appl Env Microb* **32**, 537-546.
- EDWARDS, W. M., NORTON, L. D. UND REDMOND, C. E.** (1988). Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soil. *Soil Sci Soc Am J* **52**, 483-487.
- EDWARDS, W. M., SHIPITALO, M. J., OWENS, L. B. UND NORTON, L. D.** (1990). Effect of *Lumbricus terrestris* L. burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. *Geoderma* **46**, 73-84.
- EDWARDS, W. M., SHIPITALO, M. J., DICK, W. A. UND OWENS, L. B.** (1992). Rainfall intensity affects transport of water and chemicals through macropores in no-till soil. *Soil Sci Soc Am J* **56**, 52-58.
- EDWARDS, W. M., SHIPITALO, M. J., OWENS, L. B. UND DICK, W. A.** (1993). Factors affecting preferential flow of water and atrazine through earthworm burrows under conditions no-till corn. *J Environ Qual* **22**, 453-457.
- EHLERS, W.** (1973). Gesamtporenvolumen und Porengrößenverteilung in unbearbeiteten und bearbeiteten Lössböden. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* **134**, 193-207.
- EHLERS, W., WERNER, D. UND MÄHNER, T.** (2000). Wirkung mechanischer Belastung auf Gefüge und Ertragsleistung einer Löss-Parabraunerde mit zwei Bearbeitungssystemen. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* **163**, 321-333.
- ENGLE, C. F., COGGER, C. G. UND STEVENS, R. G.** (1991). Role of soil in groundwater protection. *CLEAN Water for Washington* **1633**, CEPublications, Cooperative

- Extension Washington State University.
(<http://cru.cahe.wsu.edu/CEPublications/eb1633/eb1633.html>)
- ENTRY, J. A. UND FARMER, N.** (2001). Movement of coliform bacteria and nutrients in ground water flowing through basalt and sand aquifers. *J Environ Qual* **30**, 1533-1539.
- EVERETT, D. H.** (1992). Grundzüge der Kolloidwissenschaft. pp. 248, Steinkopf Verlag, Darmstadt.
- EXNER, M. UND TUSCHEWITZKI, G. J.** (1994). Aktuelle hygienisch-mikrobiologische Aspekte der Trinkwasserhygiene. *Forum Städte-Hygiene* **45**, 57-63.
- EXNER, M.** (1996). Risikobewertung und Risikovermeidung bei Infektionskrankheiten. *Zbl Hyg Umw* **199**, 188-226.
- EXNER, M.** (1997). Konsequenzen aus den Ergebnissen des Verbundvorhabens und Ausblick auf Forschungsbedarf. In: *Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser*. pp. 239-54. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, Bonn.
- FANG, Y. UND LOGAN, B. E.** (1999). Bacterial transport in gas-sparged porous medium. *J Environ Eng* **125**, 668-673.
- FAUST, M. A.** (1982). Relationship between land-use practices and fecal bacteria in soils. *J Environ Qual* **11**, 141-146.
- FEGAN, N., VANDERLINDE, P., HIGGS, G. UND DESMARCHELIER, P.** (2004). The prevalence and concentration of *Escherichia coli* O157 in faeces of cattle from different production systems at slaughter. *J Appl Microbiol* **97**, 362-370.
- FEGATELLA, F., LIM, J., KJELLEBERG, S. UND CARVICCHIOLI, R.** (1998). Implications of rRNA operon copy number and ribosome content in the marine oligotrophic ultramicrobacterium *Sphingomonas* sp. strain RB2256. *Appl Environ Microbiol* **64**, 4433-4438.
- FEUERPFIL, I., VOBACH, V., AND SCHULZE, E.** (1997). *Campylobacter* und *Yersinia*-Vorkommen im Rohwasser und Verhalten in der Trinkwasseraufbereitung. In: *Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser*. pp. 63-90. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, Bonn.
- FILIP, Z., KADDU-MULINDWA, D., AND MILDE, G.** (1983a). Überlebensdauer einiger pathogener und potentiell pathogener Mikroorganismen im Grundwasser. In *Forum Mikroorganismen und Viren in Grundwasserleitern*. pp. 81-8. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 35, München.
- FILIP, Z., SEIDEL, K. UND DIZER, H.** (1983b). Distribution of enteric viruses and microorganisms in long-term sewage-treated soil. *Water Sci Technol* **15**, 129-135.
- FILIP, Z.** (1988). Verhalten einiger pathogener und anderer Mikroorganismen im Grundwasser im Hinblick auf die Bemessung von Wasserschutzzonen. *Das öffentliche Gesundheitswesen* **50**, 403-564.

- FILIP, Z., KADDU-MULINDWA, D. UND MILDE, G. (1988). Survival of some pathogenic and facultative pathogenic bacteria in groundwater. *Water Sci Technol* **20**, 227-231.
- FLURY, M. UND PAPRITZ, A. (1993). Bromide in the natural environment: occurrence and toxicity. *J Environ Qual* **22**, 747-758.
- FLÜHLER, H., SCHULIN, R., BUCHTER, B., AND ROTH, K. (1990). Modellierung des Stofftransportes im Boden. In *Methoden und Konzepte der Bodenphysik. Teil B*, pp. 1-192. Schrift zum Weiterbildungsseminar der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG), April 1989, Zürich.
- FONTES, D. E., MILLS, A. L., HORNBERGER, G. M. UND HERMAN, J. S. (1991). Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Appl Env Microb* **57**, 2473-2481.
- FORD, T. AND MITCHELL, R. (1992). Microbial transport of toxic metals. In: Mitchell, R. (Hrsg.), *Environmental Microbiology*. pp. 83-101. Wiley-Liss, New York.
- FÖRSTNER, U. (1993). Umweltschutztechnik. 4. Aufl., pp. 572, Springer, Berlin.
- FREDE, H.-G. UND GÄTH, S. (1993). Bewertungskriterien für Bodenbearbeitungssysteme. *BL-Journal* **3**, 119-122.
- FREDE, H.-G., BEISECKER, R. UND GÄTH, S. (1994). Long-term impacts of tillage on the soil ecosystem. *Z Pflanzenernähr Bodenk* **157**, 197-203.
- FREDE, H.-G. UND DABBERT, S. (HRSG.) (1999). Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. 2. Aufl., pp. 451, Ecomed, Landsberg.
- FRIEBE, B. UND HENKE, W. (1992). Regenwürmer und deren Abbauleistungen bei abnehmender Bearbeitungsintensität. In: Friebe, B. (Hrsg.), Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. Beiträge zum 3. Symposium vom 12.-13. Mai 1992 in Gießen. Fachverlag Dr. Fleck, Gießen.
- FUCHS, B. M., GLÖCKNER, F.-O., WULF, J. UND AMANN, R. I. (2000). Unlabeled helper oligonucleotides increase the in situ accessibility to 16S rRNA of fluorescently labeled oligonucleotide probes. *Appl Env Microb* **66**, 3603-3607.
- FULLER, M. E., DONG, H., MAILLOUX, B. J., ONSTOTT, T. C. UND DEFLAUN, M. F. (2000). Examining bacterial transport in intact cores from Oyster, Virginia: effect of sedimentary facies type on bacterial breakthrough and retention. *Water Resour Res* **36**, 2417-2431.
- GAGLIARDI, J. V. UND KARNS, J. S. (2000). Leaching of *Escherichia coli* O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. *Appl Env Microb* **66**, 877-883.
- GANNON, J. T., MINGELGRIN, U., ALEXANDER, M. UND WAGENET, R. J. (1991a). Bacterial transport through homogeneous soil. *Soil Biol Biochem* **23**, 1155-1160.
- GANNON, J. T., MANILAL, V. B. UND ALEXANDER, M. (1991b). Relationship between cell surface properties and transport of bacteria through soil. *Appl Env Microb* **57**, 190-193.

- GÄTH, S., LÜTKEMÖLLER, D., NÖHLES, I. UND FREDE, H.-G.** (1995). Transportverhalten von Bromid in Löß-Säulen mit und ohne Makropore – Bedeutung der Porenwand für den beschleunigten Tiefentransport. *Z Kulturtech Landentw* **37**, 19-23.
- GERMANN, P. F., EDWARDS, W. M. UND OWENS, L. B.** (1984). Profiles of bromide and increased soil moisture after infiltration into soils with macropores. *Soil Sci Soc Am J* **48**, 237-244.
- GIBBS, R. A., HU, C. J. UND UNKOVICH, I.** (1997). Regrowth of faecal coliforms and *salmonellae* in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Sci Technol* **35**, 269-275.
- GJETTERMANN, B., NIELSEN, K. L., PETERSEN, C. T., JENSEN, H. E. UND HANSEN, S.** (1997). Preferential flow in sandy loam soils as affected by irrigation intensity. *Soil Technol* **11**, 139-152.
- GOLABI, M. H., RADCLIFFE, D. E., HARGROVE, W. L. UND TOLLNER, E. W.** (1995). Macro effects in conventional tillage and no-tillage soils. *J Soil Water Cons* **50** (2), 205-210.
- GOLDENBERG, L. C.** (1985). Decrease of hydraulic conductivity in sand at the interface between seawater and dilute clay suspensions. *J Hydrol* **70**, 329-336.
- GORNIK, V. AND EXNER, M.** (2001). Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung - *Cryptosporidium sp.* In: *Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser*. pp. 173-204. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, Bonn.
- GOSS, M. J., BARRY, D. A. J. UND RUDOLPH, D. L.** (1998). Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. *J Contam Hydrol* **32**, 267-293.
- GRADOVA, N. B., GORNOVA, I. B., EDDAUDI, R. UND SALINA, R. N.** (2003). Use of bacteria of the genus *Azotobacter* for bioremediation of oil-contaminated soils. *Appl Biochem Biotech* **39**, 279-281.
- GRANOVSKY, A. V., MCCOY, E. L., DICK, W. A., SHIPITALO, M. J. UND EDWARDS, W. M.** (1994). Impacts of antecedent moisture and soil surface mulch coverage on water and chemical transport through a no-till soil. *Soil Till Res* **32**, 223-236.
- GRINDROD, P., EDWARDS, M. S., HIGGO, J. J. W. UND WILLIAMS, G. M.** (1996). Analysis of colloid and tracer breakthrough curves. *J Contam Hydrol* **21**, 243-253.
- GROHMANN, A.** (2001). Chlor - kein Heilmittel für sichere Trinkwasserversorgung. *Bundesgesundheitsbl* **44**, 350.
- GUIMARAES, V. F., CRUZ, I. V., HAGLER, A. N., MENDONCA-HAGLER, L. C. UND VAN ELSAS, J. D.** (1997). Transport of a genetically modified *Pseudomonas fluorescens* and its parent strain through undisturbed tropical soil cores. *App Soil Ecol* **7**, 41-50.

- GUO, M., CHANG, K. O., HARDY, M. E., ZHANG, Q., PARWANI, A. V. UND SAIF, L. J.** (1999). Molecular characterization of a porcine enteric calicivirus genetically related to Sapporo-like human calicivirus. *J Virol* **73** (11), 9625-9631.
- HAGEDORN, F. UND BUNDT, M.** (2002). The age of preferential flow paths. *Geoderma* **108**, 119-132.
- HALL, J. K., MUMMA, R. O. UND WATTS, D W.** (1991). Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. *Agric Ecosyst Envir* **37**, 303-314.
- HAMBSCH, B. UND BALDAUF, G.** (1998). Mikrobiologische Anforderungen an Trinkwässer nach der neuen EU-Richtlinie. In: 3. *TZW-Kolloquium: Die EU-Trinkwasserrichtlinie – Anforderungen an ihre Umsetzung in die Praxis*, Karlsruhe, 09.12.1998. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser 5, pp. 45-57, Karlsruhe.
- HAMBSCH, B.** (2001). Mikrobiologische Anforderungen an Trinkwässer nach der novellierten Trinkwasserverordnung. In: 6. *TZW-Kolloquium: Mikrobiologische Aspekte bei der Trinkwassergewinnung, Aufbereitung und Verteilung*. Karlsruhe, 11.12.2001. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser 15, pp. 1-12, Karlsruhe.
- HANCOCK, D. D., BESSER, T. E., RICE, D. H., EBEL, E. D., HERRIOTT, D. E. UND CARPENTER, L. V.** (1998). Multiple sources of *Escherichia coli* O157 in feedlots and dairy farms in the northwestern USA. *Prev Vet Med* **35**, 11-19.
- HARDEN, V. P., AND J. O. HARRIS** (1953). The isoelectric point of bacterial cells. *J Bacteriol* **65**, 198-202.
- HARRACH, T. UND RICHTER, U.** (1994): Einfluss langjährig differenzierter Bodenbearbeitungssysteme auf die Durchwurzelbarkeit des Bodens und die Stickstoffverlagerung mit dem Sickerwasser. In: Tebrügge, W. und Dreier, M. (Hrsg.), *Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und deren langfristigen Auswirkungen auf den Boden*. Fachverlag Dr. Fleck, Gießen.
- HARTGE, K. H. UND HORN, R.** (1999). *Einführung in die Bodenphysik*. 3. Aufl., Enke, Stuttgart.
- HARVEY, R. W., GEORGE, L. H., SMITH, R. L. UND LEBLANC, D. R.** (1989). Transport of microspheres and indigenous bacteria through a sandy aquifer: results of natural- and forced- gradient tracer experiments. *Environ Sci Technol* **23**, 51-57.
- HARVEY, R. W. UND GARABEDIAN, S. P.** (1991). Use of colloid filtration theory in modeling movement of bacteria through a contaminated sandy aquifer. *Environ Sci Technol* **25**, 178-185.
- HARVEY, R. W., KINNER, N. E., MACDONALD, D., METGE, D. W. UND BUNN, A.** (1993). Role of physical heterogeneity in the interpretation of small-scale laboratory and field observations of bacteria, microbial-sized microsphere, and bromide transport through aquifer sediments. *Water Resour Res* **29**, 2713-2721.

- HARVEY, R. W., KINNER, N. E., BUNN, A., MACDONALD, D. UND METGE, D. W.** (1995). Transport behaviour of groundwater protozoa and protozoan-sized microspheres in sandy aquifer sediments. *Appl Env Microb* **61**, 209-217.
- HARVEY, R. W.** (1997). Microorganisms as tracers in groundwater injection and recovery experiments: a review. *FEMS Microbiol Rev* **20**, 461-472.
- HARVEY, R. W. AND HARMS, H.** (2001). Transport of microorganisms in the terrestrial subsurface: in situ and laboratory methods. In: Hurst, C. J., Knudsen, G. R., McInerney, M. J., Stetzenback, L. D. und Crawford, R. L. (Hrsg.), *Manual of Environmental Microbiology*, pp. 753-76. ASM Press, Washington.
- HARVEY, R. W. AND HARMS, H.** (2002). Tracers in groundwater: use of microorganisms and microspheres. In: Bitton, G., et al., *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. pp. 3194-202. Wiley & Sons, New York.
- HEKMAN, W. E., HEIJNEN, C. E., BURGERS, S. L. G. E., VAN VEEN, J. A. UND VAN ELSAS, J. D.** (1995). Transport of bacterial inoculants through intact cores of two different soils as affected by water percolation and the presence of wheat plants. *FEMS Microbiol Ecol* **16**, 143-158.
- HERNANDEZ-DELGADO, E. A., SIERRA, M. L. UND TORANZOS, G. A.** (1991). Coliphages as alternate indicators of fecal contamination in tropical waters. *Environ Toxicol & Water Qual* **6**, 131-143.
- HILLEL, D.** (1980). Fundamentals of soil physics. Academic Press, New York.
- HOMM-BELZER, A. UND BAHR, M.** (2004). Mikrobielle Verunreinigungen in Quellrohrrwässern. - Sind Trinkwasserschutz und Weidewirtschaft vereinbar? *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau* **6**, 89-92.
- HOPPENHEIDT, K., CYRIS, T. UND MÜCKE, W.** (1997). Hygienekontrollen bei Verfahren und Produkten der biologischen Abfallbehandlung. Tagungsband zur Fachtagung „Hygienefragen in der Abfallwirtschaft“ des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, pp. 139-156, 02.12.1997, Wackersdorf.
- HORNBERGER, G. M., MILLS, A. L. UND HERMAN, J. S.** (1992). Bacterial transport in porous media: evaluation of a model using laboratory observations. *Water Resour Res* **28**, 915-938.
- HUBBARD, R. K. UND SHERIDAN, J. M.** (1994). Retention of solutes by clayey coastal plain soils. *J Soil Water Cons* **49**, 90-96.
- HUYSMAN, F. UND VERSTRAETE, W.** (1993a). Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: influence of inoculation and irrigation methods. *Soil Biol Biochem* **25**, 91-97.
- HUYSMAN, F. UND VERSTRAETE, W.** (1993b). Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: influence of cell surface hydrophobicity and soil properties. *Soil Biol Biochem* **25**, 83-90.
- HUYSMAN, F. UND VERSTRAETE, W.** (1993c). Effect of cell surface characteristics on the adhesion of bacteria to soil particles. *Biol Fert Soils* **16**, 21-26.

- JACOBSEN, O. H., MOLDRUP, P., LARSEN, C., KONNERUP, L. UND PETERSEN, L. W. (1997). Particle transport in macropores of undisturbed soil columns. *J Hydrol* **196**, 185-203.
- JAKOB, J., ROOS, H.-J. UND SIEKMANN, K. (1987). Aerob-thermophile Schlammstabilisierung unter dem Aspekt der Entseuchung. In: 5. Bochumer Workshop „Entseuchung von Klärschlamm“, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Nr. 10, Verein zur Förderung des Lehrstuhls für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik II (Hrsg.), Universität Bochum, Bochum.
- JAMES, S. C. UND CHRYSIKOPOULOS, C. V. (2000). Transport of polydisperse colloids in a saturated fracture with spatially variable aperture. *Water Resour Res* **36**, 1457-1465.
- JARDINE, P.M., G.V. WILSON, R.J. LUXMOORE UND MCCARTHY, J. F. (1989). Transport of inorganic and natural organic tracers through an isolated pedon in the field. *Soil Sci Soc Am J* **53**, 317-323.
- JEWETT, D. G., LOGAN, B. E., ARNOLD, R. G. UND BALES, R. C. (1999). Transport of *Pseudomonas fluorescens* strain P17 through quartz sand columns as a function of water content. *J Contam Hydrol* **36**, 73-89.
- JIANG, X., MORGAN, J. UND DOYLE, M. P. (2002). Fate of *Escherichia coli* O157:H7 in manure-amended soil. *Appl Env Microb* **68**, 2605-2609.
- JOERGENSEN, R. G. UND SEITZ, D. (1998). Depth transfer of fecal indicator organisms in an arable clayey soil. *Z Pflanzenernähr Bodenk* **161**, 309-314.
- JOERGENSEN, R. G., KÜNTZEL, H., SCHEU, S. UND SEITZ, D. (1998). Movement of faecal indicator organisms in earthworm channels under a loamy arable and grassland soil. *App Soil Ecol* **8**, 1-10.
- JOFRE, J., OLLÉ, E., RIBAS, F., VIDAL, A. UND LUCENA, F. (1995). Potential usefulness of bacteriophages that infect *Bacteroides fragilis* as model organisms for monitoring virus removal in drinking water treatment plants. *Appl Env Microb* **61**, 3227-3231.
- JONES, P. W. (1980). Disease hazards associated with slurry disposal. *Brit Vet J* **136**, 529-541.
- JONES, P. W. (1982). Waste and animal health. *Pub Health Eng* **10**, 35-39.
- KANDELER, E., TSCHERKO, D. UND SPIEGEL, H. (1999). Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol Fert Soils* **28**, 343-351.
- KÄTTERER, T., SCHMIED, B., ABBASPOUR, K. C. UND SCHULIN, R. (2001). Single- and dual-porosity modelling of multiple tracer transport through soil columns: effects of initial moisture and mode of application. *Eur J Soil Sci* **52**, 25-36.
- KEARNEY, T. E., LARKIN, M. J., FROST, J. P. UND LEVET, P. N. (1993). The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria. *J Appl Bact* **74**, 86-93.

- KEGLER, H. UND KEGLER, J.** (1995). Ausbreitungsmechanismen von Viren im Boden. *Oberhessische Naturwissenschaftliche Zeitschrift* **57**, 71-82.
- KEMP, J. S., PATERSON, E., GAMMACK, S. M., CRESSER, M. S. UND KILLHAM, K.** (1992). Leaching of genetically modified *Pseudomonas fluorescens* through organic soils: Influence of temperature, soil pH, and roots. *Biol Fert Soils* **13**, 218-224.
- KNORR, M.** (1960). Versuche über die biologische Sperre gegen Bakterien und Viren bei vertikaler Bodeninfiltration. *Schweiz Zschr f Hydrol* **22**, 493-502.
- KOCH, R.** (1912). Wasserfiltration und Cholera. In: *Gesammelte Werke von Robert Koch*. II. Band, 1. Teil, pp. 183-206, Leipzig.
- KRAMER, J. G. UND SINGLETON, F. L.** (1992). Variations in rRNA content of marine *Vibrio* spp. during starvation-survival and recovery. *Appl Environ Microbiol* **58**, 201-207.
- KRAPAC, I. G., DEY, W. S., ROY, W. R., SMYTH, C. A., STORMENT, E., SARGENT, S. L. UND STEELE, J. D.** (2002). Impacts of swine manure pits on ground water quality. *Environ Pollut* **120**, 475-492.
- KRETSCHMAR, R. UND STICHER, H.** (1998). Colloid transport in natural porous media: influence of surface chemistry and flow velocity. *Phys Chem Earth* **23**, 133-139.
- KRETSCHMAR, R., BORKOVEC, M., GROLIMUND, D. UND ELIMELECH, M.** (1999). Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Adv Agron* **66**, 121-193.
- KUDVA, I. T., BLANCH, K. UND HOVDE, C. J.** (1998). Analysis of *Escherichia coli* O157:H7 survival in ovine or bovine manure and manure slurry. *Appl Env Microb* **64**, 3166-3174.
- KUNG, K.-J. S.** (1993). Laboratory observation of funnel flow mechanism and its influence on solute transport. *J Environ Qual* **22**, 91-102.
- KUTÍLEK, M. UND NIELSEN, D. R.** (1994). *Soil Hydrology*. pp. 370, Catena, Cremlingen-Destedt.
- KÜCÜKCOLAK, E., KOOPMAN, B., BITTON, G. UND FARRAH, S.R.** (1998). Validity of fluorochrome-stained bacteria as tracers of short-term microbial transport through porous media. *J Contam Hydrol* **31**, 349-357.
- LAEGDSMAND, M., VILLHOLTH, K. G., ULLUM, M. UND JENSEN, K. H.** (1999). Processes of colloid mobilization and transport in macroporous soil monoliths. *Geoderma* **93**, 33-59.
- LARSSON, M. H., JARVIS, N. J., TORSTENSSON, G. UND KASTEEL, R.** (1999). Quantifying the impact of preferential flow on solute transport to tile drains in a sandy field soil. *J Hydrol* **215**, 116-134.
- LEBARON, PH., CATALA, P., FAJON, C., JOUX, F., BAUDART, J. UND BERNARD, L.** (1997). A new sensitive, whole-cell hybridization technique for detection of bacteria

- involving a biotinylated oligonucleotide probe targeting rRNA and tyramide signal amplification. *Appl Env Microb* **63**, 3274-3278.
- LECLERC, H., MOSSEL, D. A. A., EDBERG, S. C. UND STRUIJK, C. B.** (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: Their suitability as markers of microbial water safety. *Ann Rev Microbiol* **55**, 201-234.
- LEE, S., MALONE, C. UND KEMP, P. F.** (1993). Use of multiple 16S rRNA targeted fluorescent probes to increase signal strength and measure cellular RNA from natural planktonic bacteria. *Mar Ecol Prog Ser* **101**, 193-201.
- LEJEUNE, J. T., BESSER, T. E. UND HANCOCK, D. D.** (2001). Cattle water troughs as reservoirs of *Escherichia coli* O157. *Appl Env Microb* **67**, 3053-3057.
- LEMARCHAND, K. UND LEBARON, PH.** (2003). Occurrence of *Salmonella* spp. and *Cryptosporidium* spp. in a French coastal watershed: relationship with fecal indicators. *FEMS Microbiol Lett* **218**, 203-209.
- LI, B.-L., LOEHLE, C. UND MALON, D.** (1996). Microbial transport through heterogeneous porous media: random walk, fractal, and percolation approaches. *Ecol Model* **85**, 285-302.
- LINDQVIST, R. UND BENGTSSON, G.** (1995). Diffusion-limited and chemical-interaction-dependent sorption of soil bacteria and microspheres. *Soil Biol Biochem* **27**, 941-948.
- LITTON, G. M. UND OLSON, T. M.** (1993). Colloid deposition rates on silica bed media and artifacts related to collector surface preparation methods. *Environ Sci Technol* **27**, 185-193.
- LOVELAND, J. P., RYAN, J. N., AMY, G. L. UND HARVEY, R. W.** (1996). The reversibility of virus attachment to mineral surfaces. *Colloid Surface A* **107**, 205-221.
- LUND, V.** (1996). Evaluation of *E. coli* as an indicator for the presence of *Campylobacter jejuni* and *Yersinia enterocolitica* in chlorinated and untreated oligotrophic lake water. *Water Res* **30**, 1528-1534.
- LÜTKEMÖLLER, D.** (1995). Auswirkungen stationärer und instationärer Wasserflüsse auf den Stofftransport eines Löß- und eines Sandbodens nach langjährig differenzierter Bodenbearbeitung. Bodenökologie und Bodengenese, Heft 18, Berlin.
- LUXMOORE, R. J.** (1981). Micro-, meso- and macroporosity of soil. *Soil Sci Soc Am J* **45**, 671.
- MACRAE, A.** (2000). The use of 16S RDNA methods in soil microbial ecology. *Braz J Microbiol* **31**, 77-82.
- MADSEN, E. L. UND ALEXANDER, M.** (1982). Transport of *Rhizobium* and *Pseudomonas* through soil. *Soil Sci Soc Am J* **46**, 557-560.
- MAEDA, K., IMAE, Y., SHIOI, J.-I. UND OOSAWA, F.** (1976). Effect of temperature on mobility and chemotaxis of *Escherichia coli*. *J Bact* **127** (3), 1039-1046.

- MAGIDAN, M. T., MARTINKO, J. M. UND PARKER, J.** (Hrsg.) (2002). Mikrobiologie. 2. Aufl., Springer, Berlin.
- MARSHALL, T. J. UND HOLMES, J. W.** (1996). Soil Physics. Cambridge University Press, New York.
- MARTINEZ-GAMBA, R., PRADAL-ROA, P., CASTREJÓN, F. P., HERRADORA, M., GALVÁN, E. UND MERCADO, C.** (2001). Persistence of *Escherichia coli*, *Salmonella choleraesuis*, *Aujeszky's Disease virus* and *Blue Eye Disease virus* in ensilages based on the solid fraction of pig faeces. *J Appl Microbiol* **91**, 750-758.
- MAURHOFER, M., BÜRGMANN, H., KEEL, C., DÉFAGO, G., ZEYER, J. UND HAAS, D.** (2002). Nachweis, Transport und Interaktionen von Mikroorganismen im Boden. In: Proceedings zur Konferenz: *Perspektiven der Biosicherheit*, 05.04.2002, Bern.
- MAWDSLEY, J. L., BARDGETT, R. D., MERRY, R. J., PAIN, B. F. UND THEODOROU, M. K.** (1995). Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *App Soil Ecol* **2**, 1-15.
- MAWDSLEY, J. L., BROOKS, A. E., MERRY, R. J. UND PAIN, B. F.** (1996a). Use of a novel soil tilting table apparatus to demonstrate the horizontal and vertical movement of the protozoan pathogen *Cryptosporidium parvum* in soil. *Biol Fert Soils* **23**, 215-220.
- MAWDSLEY, J. L., BROOKS, A. E. UND MERRY, R. J.** (1996b). Movement of the protozoan pathogen *Cryptosporidium parvum* through three contrasting soil types. *Biol Fert Soils* **21**, 30-36.
- MCCARTHY, J. F. UND ZACHARA, J. M.** (1989). Subsurface transport of contaminants. *Environ Sci Technol* **23**, 496-502.
- MCCARTHY, J. F., MCKAY, L. D. UND BRUSH, C. F.** (2002). Influence of ionic strength and cation charge on transport of colloidal particles in fractured shale saprolite. *Environ Sci Technol* **36**, 3735-3743.
- MCCARTHY, J. F. UND MCKAY, L. D.** (2004). Colloid transport in the subsurface. *Vad Zone J* **3**, 326-337.
- MCDUGALD, D., RICE, S. A., WEICHART, D. UND KJELLEBERG, S.** (1998). Nonculturability: adaptation or debilitation. *FEMS Microbiol Ecol* **25**, 1-9.
- MCDOWELL-BOYER, L. M., HUNT, J. R. UND SITAR, N.** (1986). Particle transport through porous media. *Water Resour Res* **22**, 1901-1921.
- MCDOWELL-BOYER, L. M.** (1992). Chemical mobilization of micron-sized particles in saturated porous media under steady flow conditions. *Environ Sci Technol* **26**, 586-593.
- MCGECHAN, M. B. UND LEWIS, D. R.** (2002). Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, Part 1: General principles. *Biosyst Eng* **83**, 255-273.

- McGEE, P., BOLTON, D. J., SHERIDAN, J. J., EARLEY, B. UND LEONARD, N.** (2001). The survival of *Escherichia coli* O157:H7 in slurry from cattle fed different diets. *Lett Appl Microbiol* **32**, 152-155.
- McINTOSH, J., McDONNELL, J. J. UND PETERS, N. E.** (1999). Tracer and hydrometric study of preferential flow in large undisturbed soil cores from the Georgia Piedmont, USA. *Hydrol Process* **13**, 139-155.
- MCKAY, L. D., HARTON, A. D. UND WILSON, G. V.** (2002). Influence of flow rate on transport of bacteriophage in shale saprolite. *J Environ Qual* **31**, 1095-1105.
- McLEOD, M., AISLABIE, J., SMITH, J., FRASER, R., ROBERTS, A. UND TAYLOR, M.** (2001). Viral and chemical tracer movement through contrasting soils. *J Environ Qual* **30**, 2134-2140.
- McMURRY, S. W., COYNE, M. S. UND PERFECT, E.** (1998). Fecal coliform transport through intact soil blocks amended with poultry manure. *J Environ Qual* **27**, 86-92.
- MENG, X. J., HALBUR, P. G., SHAPIRO, M. S., GOVINDARAJAN, S., BRUNA, J. D., MUSHAWAR, I. K., PURCELL, R. H. UND EMERSON, S. U.** (1998). Genetic and Experimental Evidence for Cross-Species Infection by Swine Hepatitis E Virus. *J Virol* **72** (12), 9714-9721
- MILLS, A. L.** (1997). Movement of bacteria in the subsurface. In: Amy, P. S. und Haldeman, D. H., *Microbial Ecology of the terrestrial subsurface*, pp. 223-41. CRC Press: Boca Raton, Florida.
- MITTELMAN, M. W., HABASH, M., LACROIX, J.-M., KHOURY, A. E. UND KRAJDNEN, M.** (1997). Rapid detection of *Enterobacteriaceae* in urine by fluorescent 16S rRNA in situ hybridization on membrane filters. *J Microbiol Meth* **30**, 153-160.
- MOCÉ-LLIVINA, L., MUNIESA, M., PIMENTA-VALE, H., LUCENA, F. UND JOFRE, J.** (2003). Survival of bacterial indicator species and bacteriophages after thermal treatment of sludge and sewage. *Appl Env Microb* **69**, 1452-1456.
- MØLLER, S., KRISTENSEN, C. S., POULSEN, L. K., CARSTENSEN, J. M. UND MOLIN, S.** (1995). Bacterial growth on surfaces: Automated image analysis for quantification of growth rate-related parameters. *Appl Env Microb* **61**, 741-748.
- MORLEY, L. M., HORNBERGER, G. M., MILLS, A. L. UND HERMAN, J. S.** (1998). Effects of transverse mixing on transport of bacteria through heterogeneous porous media. *Water Resour Res* **34**, 1901-1908.
- MOTER, A. UND GÖBEL, U. B.** (2000). Fluorescence in situ hybridization (FISH) for direct visualization of microorganisms. *J Microbiol Meth* **41**, 85-112.
- NATSCH, A., KEEL, CH., TROXLER, J., ZALA, M., VON ALBERTINI, N. UND DEFAGO, G.** (1996). Importance of preferential flow and soil management in vertical transport of a biocontrol strain of *Pseudomonas fluorescens* in structured field soil. *Appl Env Microb* **62**, 33-40.

- NEEF, A., AMANN, R. I., SCHLESNER, H. UND SCHLEIFER, K. H. (1998). Monitoring a widespread bacterial group: in situ detection of planctomyces with 16S rRNA-targeted probes. *Microbiology+* **144**, 3257-3266.
- NICOSIA, L. A., ROSE, J. B., STARK, L. UND STEWART, M. T. (2001). A field study of virus removal in septic tank drainfields. *J Environ Qual* **30**, 1933-1939.
- NIEHREN, S. (1998). Neue Methoden zur Grundwassermarkierung: Entwicklung eines feldtauglichen Mikrosphärenzählers. Diss. ETH Zürich Nr. 12710, pp. 93, Zürich.
- NUTTAL, H. E. UND SMITH, D. (1996). Development and field testing of fluorescent silica colloids for contaminated groundwater flow testing. Technical Completion Report, New Mexico Waste-Management Education and Research Consortium, Project Number 01-4-23250, New Mexico.
- NUTTAL, H. E. UND EL-GENK (1999). Field testing of fluorescent silica colloids for contaminated ground water testing. Technical Completion Report, New Mexico Waste-Management Education and Research Consortium, Project Number n. n., New Mexico.
- O'MELIA, C. R. (1985). Particles, pretreatment, and performance in water filtration. *J Environ Eng* **111**, 874-890.
- ODA, Y., SLAGMAN, S.-J., MEIJER, W. G., FORNEY, L. J. UND GOTTSCHAL, J. C. (2000). Influence of growth rate and starvation on fluorescent in situ hybridization of *Rhodopseudomonas palustris*. *FEMS Microbiol Rev* **32**, 205-213.
- OGDEN, I. D., HEPBURN, N. F., MACRAE, M., STRACHAN, N., FENLON, D. R., RUSBRIDGE, S. M. UND PENNINGTON, T. H. (2002). Long-term survival of *Escherichia coli* O157 on pasture following an outbreak associated with sheep at a scout camp. *Lett Appl Microbiol* **34**, 100-104.
- OLSON, M. E., GOH, J., PHILLIPS, M., GUSELLE, N. UND McALLISTER, T. A. (1999). *Giardia* cyst and *Cryptosporidium* oocyst survival in water, soil, and cattle feces. *J Environ Qual* **28**, 1991-1996.
- PACKER, H. L. UND ARMITAGE, J. P. (2000). Behavioral responses of *Rhodobacter sphaeroides* to linear gradients of the nutrients succinate and acetate. *Appl Env Microb* **66**, 5186-5191.
- PANDEY, G. UND JAIN, R. K. (2002). Bacterial chemotaxis toward environmental pollutants: role in bioremediation. *Appl Env Microb* **68**, 5789-5795.
- PARKER, J. C. UND VAN GENUCHTEN, M. TH. (1984). Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. *Bull* **84** (3), Virginia Agricultural Experiment Station, pp. 1-95, Blacksburg, Va.
- PATERSON, E., KEMP, J. S., GAMMACK, S. M., FITZPATRICK, E. A., CRESSER, M. S., MULLINS, C. E. UND KILLHAM, K. (1993). Leaching of genetically modified *Pseudomonas fluorescens* through intact soil microcosms: Influence of soil type. *Biol Fert Soils* **15**, 308-314.

- PERNTHALER, J., GLÖCKNER, F. O., SCHÖNHUBER, W. UND AMANN, R. I.** (2002). Fluorescence in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes. In: Paul, J., *Methods in Microbiology: Marine Microbiology*, vol. 30, Academic Press Ltd., London.
- PERSONNE, J. C., POTY, F., VAUTE, L. UND DROGUE, C.** (1998). Survival, transport and dissemination of *Escherichia coli* and enterococci in a fissured environment. Study of a flood in a karstic aquifer. *J Appl Microbiol* **84**, 431-438.
- PETERSEN, C. T., HANSEN, S. UND JENSEN, H. E.** (1997). Tillage-induced horizontal periodicity of preferential flow in the root zone. *Soil Sci Soc Am J* **61**, 586-594.
- PLYM FORSCHELL, L. UND EKESBO, I.** (1993). Survival of salmonellas in composted and not composted soild animal manures. *J Vet Med B* **40**, 654-658.
- POLO, F., FIGUERAS, M. J., INZA, I., FLEISHER, J. M. UND GUARRO, J.** (1998). Relationship between presence of *Salmonella* and indicators of faecal pollution in aquatic habitats. *FEMS Microbiol Lett* **160**, 253-256.
- PORTER, J., EDWARDS, C. UND PICKUP, R. W.** (1995). Rapid assessment of physiological status in *Escherichia coli* using fluorescent probes. *J Appl Bacteriol* **79**, 399-408.
- POWELSON, D. K. UND MILLS, A. L.** (1996). Bacterial enrichment at the gas-water interface of a laboratory apparatus. *Appl Env Microb* **62**, 2593-2597.
- POWELSON, D. K. UND MILLS, A. L.** (1998). Water saturation and surfactant effects on bacterial transport in sand columns. *Soil Science* **163**, 694-704.
- POWELSON, D. K. UND MILLS, A. L.** (2001). Transport of *Escherichia coli* in sand columns with constant and changing water contents. *J Environ Qual* **30**, 238-245.
- QUISENBERRY, V. L., PHILLIPS, R. E. UND ZELEZNIK, J. M.** (1994). Spatial distribution of water and chloride macropore flow in a well-structured soil. *Soil Sci Soc Am J* **58**, 1294-1300.
- RENTER, D. G., SARGEANT, J. M., OBERST, R. D. UND SAMADPOUR, M.** (2003). Diversity, frequency, and persistence of *Escherichia coli* O157 strains from range cattle environments. *Appl Env Microb* **69**, 542-547.
- REYNOLDS, K. A.** (2001). Agricultural Wastes on Groundwater Quality - The microbial Impact. *On Tap* **43** (1), 649-651.
- RHODES, M. W. UND KATOR, H.** (1988). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. *Appl Env Microb* **54**, 2902-2907.
- RICHARDS, L. A.** (1931). Capillary conductions of liquids in porous mediums. *Physics* **1**, 318-333.
- RICHTER, U.** (1995). Einfluss langjährig differenzierter Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge und den Stickstoffhaushalt. Diss. Unversität Gießen. *Boden*

- und Landschaft*. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 4.
- RIEMER, R.** (1983). Untersuchungen zum Transportverhalten von Bakterien in sandigen und kiesigen Filtermedien. Diss. Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- RIMHANEN-FINNE, R., VUORINEN, A., MARMO, S., MALMBERG, S. UND HÄNNINEN, M.** (2004). Comparative analysis of *Cryptosporidium*, *Giardia* and indicator bacteria during sewage sludge hygienization in various composting processes. *Letl Appl Microbiol* **38**, 301-305.
- RITSEMA, C. J. UND DEKKER, L. W.** (1994). How water moves in a water repellent sandy soil. 2. Dynamics of fingered flow. *Water Resour Res* **30**, 2519-2532.
- RITSEMA, C. J. UND DEKKER, L. W.** (1995). Distribution flow: A general process in the top layer of water repellent soils. *Water Resour Res* **31**, 1187-1200.
- RITSEMA, C. J., DEKKER, L. W., NIEBER, J. L. UND STEENHUIS, T. S.** (1998a). Modeling and field evidence of finger formation and finger recurrence in a water repellent sandy soil. *Water Resour Res* **34**, 555-568.
- RITSEMA, C. J., DEKKER, L. W., HENDRICKX, J. M. H. UND HAMMINGA, W.** (1998b). Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. *Water Resour Res* **29**, 2183-2193.
- RITTMANN, B. E. UND McCARTY, P. L.** (1980a). Model of steady-state-biofilm kinetics. *Biotechnol Bioeng* **22**, 2343-2357.
- RITTMANN, B. E. UND McCARTY, P. L.** (1980b). Evaluation of steady-state-biofilm kinetics. *Biotechnol Bioeng* **22**, 2359-2373.
- ROSZAK, D. B., GRIMES, D. J. UND COLWELL, R. R.** (1984). Viable but nonrecoverable stage of *Salmonella enteritidis* in aquatic systems. *Can J Microbiol* **30**, 334-338.
- ROTH, K., JURY, W. A., FLÜHLER, H. UND ATTINGER, W.** (1991). Transport of chloride through an unsaturated field soil. *Water Resour Res* **27**, 2533-2541.
- ROUSSEAU, M., DI PIETRO, L., ANGULO-JARAMILLO, R., TESSIER, D. UND CABIBEL, B.** (2004). Preferential transport of soil colloidal particles: physicochemical effects on particle mobilization. *Vad Zone J* **3**, 247-261.
- RÖDELSPERGER, M. UND ROHMANN, U.** (1999). Möglichkeiten der Rohwasserbehandlung zur Inaktivierung von *Cryptosporidien* und *Giardien* sowie zur Elimination von Parasiten mit Filtrationsverfahren - Literaturstudie. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser , pp. 91, Karlsruhe.
- RÖTLICH, H., CLAUS, H. UND FILIP, Z.** (1991). Überlebensdauer einiger gentechnisch veränderter Bakterien in Grundwasser und Boden. *Forum Städte-Hygiene* **42**, 229-236.
- RÜPRICH, A.** (1994). Felduntersuchungen zum Infiltrationsvermögen und zur Lebensfähigkeit von Fäkalkeimen im Boden nach Gülledüngung. Diss. Universität Hohenheim.

- RYAN, J. N., ELIMELECH, M., ARD, R. A., HARVEY, R. W. UND JOHNSON, P. R.** (1999). Bacteriophage PRD1 and silica colloid transport and recovery in an iron oxide-coated sand aquifer. *Environ Sci Technol* **33**, 63-73.
- SAIERS, J. E. UND LENHART, J. J.** (2003). Ionic-strength effects on colloid transport and interfacial reactions in partially saturated porous media. *Water Resour Res* **39**, 1256.
- SCHÄFER, A., USTOHAL, P., HARMS, H., STAUFFER, F., DRACOS, T. UND ZEHNDER, A.** (1998). Transport of bacteria in unsaturated porous media. *J Contam Hydrol* **33**, 149-169.
- SCHEFFER, F. UND SCHACHTSCHABEL, P.** (Hrsg.) (1998). Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., Enke, Stuttgart.
- SCHEUERMAN, P. R., FARRAH, S. R. UND BITTON, G.** (1991). Laboratory studies of virus survival during aerobic and anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Res* **25**, 241-245.
- SCHIJVEN, J. F., HASSANIZADEH, S. M. UND DE BRUIN, R.** (2002). Two-site kinetic modeling of bacteriophages transport through columns of saturated dune sand. *J Contam Hydrol* **57**, 259-279.
- SCHLEGEL, H.** (1992). Allgemeine Mikrobiologie. 7. Aufl., Thieme, Stuttgart.
- SCHLEIFER, K. H., LUDWIG, W. UND AMANN, R. I.** (1992). Gensonden und ihre Anwendung in der Mikrobiologie. *Naturwissenschaften* **79**, 213-219.
- SCHOEN, R., GAUDET, J. P. UND BARIAC, T.** (1999). Preferential flow and solute transport in a large lysimeter under controlled boundary conditions. *J Hydrol* **215**, 70-81.
- SCHOENEN, D.** (1997). Seuchenhygienische Anforderungen an das Trinkwasser. In: *Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser*. pp. 305-328. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, Bonn.
- SCHOLL, M. A. UND HARVEY, R. W.** (1992). Laboratory investigations on the role of sediment surface and groundwater chemistry in transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer. *Environ Sci Technol* **26**, 1410-1417.
- SCHWARTZ, R. C., UNGER, P. W. UND EVETT, S. R.** (2000). Land use effects on soil hydraulic properties. <http://www.cprl.ars.usda.gov/programs/land-use.pdf>
- SEIDEMANN, R. W.** (1997). Untersuchungen zum Transport von gelösten Stoffen und Partikeln durch heterogene Porengrundwasserleiter. Diss. Jül-3481, Forschungszentrum Jülich, Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Erdöl und Organische Geochemie, Jülich.
- SHIPITALO, M. J., EDWARDS, W. M., DICK, W. A. UND OWENS, L. B.** (1990). Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Sci Soc Am J* **54**, 1530-1536.

- SHIPITALO, M. J., EDWARDS, W. M. UND REDMOND, C. E.** (1994). Comparison of water movement and quality in earthworm burrows and pan lysimeters. *J Env Qual* **23**, 1345-1351.
- SIGUA, G. C., ISENSEE, A. R. UND SADEGHI, A. M.** (1993). Influence of rainfall intensity and crop residue on leaching of atrazine through intact no-till soil cores. *Soil Science* **156**, 225-232.
- SILLIMAN, S. E.** (1996). The importance of the third dimension on transport through saturated porous media: case study based on transport of particles. *J Hydrol* **179**, 181-195.
- SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. TH., SEJNA, M., TORIDE, N. UND LEIJ, F. J.** (1999). The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. U. S. Salinity Laboratory, USDA, Riverside, Californien.
- SINGH, P., KANWAR, R. S. UND THOMPSON, M. L.** (1991). Macropore characterization for two tillage systems using resin-impregnation technique. *Soil Sci Soc Am J* **55**, 1674-1679.
- SKARK, CH., BARION, D. UND ZULLEI-SEIBERT, N.** (2002). Bewertung der Wirkung von Sekundärrohstoffen auf das Grundwasser. *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **49**, 514-519.
- SMITH, D., BLACKFORD, M., YOUNTS, S., MOXLEY, R., GRAY, J., HUNGERFORD, L., MILTON, T. UND KLOPFENSTEIN, T.** (2001). Ecological relationships between the prevalence of cattle shedding *Escherichia coli* O157:H7 and characteristics of the cattle or conditions of the feedlot pen. *J Food Protection* **64**, 1899-1903.
- SMITH, M. S., THOMAS, G. W., WHITE, R. E. UND RITONGA, D.** (1985). Transport of *Escherichia coli* through intact and disturbed soil columns. *J Environ Qual* **14**, 87-91.
- SOMMER, J., NEEF, A., KÄMPFER, P. UND GÄTH, S.** (2002). Transportverhalten von Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone. Abschlussbericht zum DFG-Forschungsvorhaben GA 538/2-3, Gießen.
- SONNEVELD, M. P. W., BACKX, M. A. H. M. UND BOUMA, J.** (2003). Simulation of soil water regimes including pedotransfer functions and land-use related preferential flow. *Geoderma* **112**, 97-110.
- SPOSITO, G.** (1989). The chemistry of soils. Oxford University Press, Oxford.
- STEENHUIS, T. S., STAUBITZ, W., ANDREINI, M. S., SURFACE, J., RICHARD, T. L., PAULSEN, R., PICKERING, N. B., HAGERMANN, J. R. UND GEOHRING, L. D.** (1990). Preferential movement of pesticides and tracers in agricultural soils. *J Irrig Drain Eng* **116**, 50-66.
- STENSTRÖM, T. A.** (1989). Bacterial hydrophobicity, an overall parameter for the measurement of adhesion potential to soil particles. *Appl Env Microb* **55**, 142-147.

- STRAUCH, D.** (1991). Wirtschaftsdünger als Vektor für Infektionserreger. *Deut Tierärztl Woch* **98**, 265-268.
- STURM, S. AND BALL, T.** (2001). Mikrobiologische Belastung von Rohwässern - Fallbeispiele. In: 6. *TZW-Kolloquium: Mikrobiologische Aspekte bei der Trinkwassergewinnung, Aufbereitung und Verteilung*. Karlsruhe, 11.12.2001. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser 15, pp. 13-38, Karlsruhe.
- SZEWZYK, U., SZEWZYK, R., MANZ, W. UND SCHLEIFER, K. H.** (2000). Microbiological safety of drinking water. *Ann Rev Microbiol* **54**, 81-127.
- TAN, Y., GANNON, J. T., BAVEYE, P. UND ALEXANDER, M.** (1994). Transport of bacteria in an aquifer sand: experiments and model simulations. *Water Resour Res* **30**, 3243-3252.
- TAYLOR, D. H., MOORE, R. S. UND STURMAN, L. S.** (1981). Influence of pH and electrolyte composition on adsorption of poliovirus by soils and minerals. *Appl Env Microb* **42**, 976-984.
- TEBRÜGGE, W.** (1987). Landtechnische Verfahren zum Bodenschutz. *Z Kulturtech Flurber* **28**, 175-183.
- TEBRÜGGE, W. UND DREIER, M.** (Hrsg.) (1994). Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und deren langfristigen Auswirkungen auf den Boden. Fachverlag Dr. Fleck, Gießen.
- TEBRÜGGE, W. UND WAGNER, A.** (1995). Soil structure and trafficability after long-term application of no-tillage. In: Tebrügge, F. und Böhrnsen, A. (Hrsg.), *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European Countries*, Proceedings of second EC-Workshop, Silsoe, UK, pp. 39-48.
- TEMPLE, K. L., CAMPER, A. K. UND MCFETERS, G. A.** (1980). Survival of two enterobacteria in feces buried in soil under field conditions. *Appl Env Microb* **40**, 794-797.
- THORPE, I. S., PROSSER, J. I., GLOVER, L. A. UND KILLHAM, K.** (1996). The role of the earthworm *Lumbricus terrestris* in the transport of bacterial inocula through soil. *Biol Fert Soils* **23**, 132-139.
- TOPP, E., WELSH, M., YUAN-CHING, T., DANG, A., LAZAROVITS, G., CONN, K. UND HONG, Z.** (2003). Strain-dependent variability in growth and survival of *Escherichia coli* in agricultural soil. *FEMS Microbiol Ecol* **44**, 303-308.
- TORIDE, N., LEIJ, F. J. UND VAN GENUCHTEN, M. TH.** (1999). The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments – Version 2.1. Research Report No. 137, U. S. Salinity Laboratory, USDA, Riverside, Californien.
- TREVORS, J. T., VAN ELSAS, J. D., VAN OVERBEEK, L. S. UND STARODUB, M.-E.** (1990). Transport of a genetically engineered *Pseudomonas fluorescens* strain through a soil microcosm. *Appl Env Microb* **56**, 401-408.

- TSCHIRSICH, CH., PFISTERER, A. UND GEBAUER, W.-G.** (2002). Einfluss von Landnutzung und Niederschlag auf das Vorkommen von *Escherichia coli* im Grundwasser. *Wasser & Boden* **54**, 40-43.
- TURNBULL, G. A., MORGAN, J. A. W., WHIPPS, J. M. UND SAUNDERS, J. R.** (2001). The role of bacterial motility in the survival and spread of *Pseudomonas fluorescens* in soil and the attachment and colonisation of wheat roots. *FEMS Microbiol Rev* **36**, 21-31.
- UNC, A. UND GOSS, M. J.** (2003). Movement of faecal bacteria through the vadose zone. *Water Air Soil Poll* **149**, 327-337.
- UNC, A. UND GOSS, M. J.** (2004). Transport of bacteria from manure and protection of water resources. *App Soil Ecol* **25**, 1-18.
- UNO** (2002). Pamphlet zum Johannesburg-Gipfel 2002. Weltgipfel über nachhaltige Entwicklung, Johannesburg, Südafrika, 26.08. – 04.09.2002. <http://www.uno.de/umwelt/entwicklung/johannesburg/wasser.htm>
- USTOHAL, P.** (1997). Hydraulic and transport characteristics of unsaturated porous media with mixed wettability. Diss. Nr. 12385, pp. 147, ETH Zürich.
- VALCOUR, J. E., MICHEL, P., MCEWEN, S. A. UND WILSON, J. B.** (2002). Associations between indicators of livestock farming intensity and incidence of human shiga toxin-producing *Escherichia coli* infection. *Emerging Infectious Diseases* **8**, 252-257.
- VAN DER KAMP, G., HAYASHI, M. UND GALLÉN, D.** (2003). Comparing the hydrology of grassed and cultivated catchments in the semi-arid Canadian prairies. *Hydrol Process* **17**, 559-575.
- VAN ELSAS, J. D., TREVORS, J. T. UND VAN OVERBEEK, L. S.** (1991). Influence of soil properties on the vertical movement of genetically-marked *Pseudomonas fluorescens* through large soil microcosms. *Biol Fert Soils* **10**, 249-255.
- VAN SCHIE, P. M. UND FLETCHER, M.** (1999). Adhesion of biodegradative anaerobic bacteria to solid surfaces. *Appl Env Microb* **65**, 5082-5088.
- VAN STIPHOUT, T. P. J., VAN LANEN, H. A. J., BOERSMA, O. H. UND BOUMA, J.** (1987). The effect of bypass flow and internal catchment of rain on the water regime in a clay loam grassland. *J Hydrol* **95**, 1-11.
- VANDEVIVIERE, P., BAVEYE, P., DE LOZADA, D. S. UND DELEO, P.** (1995). Microbial clogging of saturated soils and aquifer materials: Evaluation of mathematical models. *Water Resour Res* **31**, 2173-2180.
- VASQUEZ, L., MYHRE, D. L., HANLON, E. A. UND GALLAHER, R. N.** (1991). Soil penetrometer resistance and bulk density relationships after long-term no-tillage. *Commun Soil Sci Plant Anal* **22**, 2101-2117.
- VEEH, R. H., INSKEEP, W. P., ROE, F. L. UND FERGUSON, A. H.** (1994). Transport of Chlorsulfuron through soil columns. *J Environ Qual* **23**, 542-549.

- VIGEANT, M., FORD, R. M., WAGNER, M. UND TAMM, L. K.** (2002). Reversible and irreversible adhesion of motile *Escherichia coli* cells analyzed by Total Reflection Aqueous Fluorescence Microscopy. *Appl Env Microb* **68**, 2794-2801.
- WAN, J. UND WILSON, J. B.** (1994). Visualization of the role of gas-water interface on the fate and transport of colloids in porous media. *Water Resour Res* **30**, 11-23.
- WAN, J., WILSON, J. B. UND KIEFT, T. L.** (1994). Influence of the gas-water interface on transport of microorganisms through unsaturated porous media. *Appl Env Microb* **60**, 509-516.
- WAN, J. UND TOKUNAGA, T. K.** (1997). Film straining of colloids in unsaturated porous media: conceptual model and experimental testing. *Environ Sci Technol* **31**, 2413-2420.
- WAN, J. UND TOKUNAGA, T. K.** (2002). Partitioning of clay colloids at air-water interfaces. *J Colloid Interface Sci* **247**, 54-61.
- WANG, Z., TULI, A. UND JURY, W. A.** (2003). Unstable flow during redistribution in homogeneous soil. *Vad Zone J* **2**, 52-60.
- WATSON, K. W. UND LUXMOORE, R. J.** (1986). Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. *Soil Sci Soc Am J* **53** (6), 653-660.
- WEGENER, H.-R.** (2001). Bodenkundliche Laborübungen. Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Universität Gießen.
- WILLIAMS, V. UND FLETCHER, M.** (1996). *Pseudomonas fluorescens* adhesion and transport through porous media are affected by lipopolysaccharide composition. *Appl Env Microb* **62**, 100-104.
- WINFIELD, M. D. UND GROISMAN, E. A.** (2003). Role of nonhost environments in the lifestyles of *Salmonella* and *Escherichia coli*. *Appl Env Microb* **69**, 3687-3694.
- WING, S. UND WOLF, S.** (1999). Intensive livestock operations, health and quality of life among eastern North Carolina residents. Report for the North Carolina Department of Health and Human Services, Division of Public Health, Chapel Hill, North Carolina.
- WOLLUM II, A. G. UND CASSEL, D. K.** (1978). Transport of microorganisms in sand columns. *Soil Sci Soc Am J* **42**, 72-77.
- WU, L., SWAN, J. B., ALLMARAS, R. R. UND LOGSDON, S. D.** (1995). Tillage and traffic influences on water and solute transport in corn-soybean systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**, 185-191.
- YATES, M. V. UND OUYANG, Y.** (1992). VITRUS, a model of virus transport in unsaturated soils. *Appl Env Microb* **58**, 1609-1616.