




Bayerisches Landesamt
für Wasserwirtschaft

A large, stylized blue graphic element resembling a thick brushstroke or a calligraphic letter 'W' that extends across the lower half of the page.

**Quantifizierung der diffusen
Belastung von Gewässern
mit Fäkalbakterien aus
landwirtschaftlich genutzten
Flächen**

Schlussbericht

Materialien Nr. 111 (Januar 2004)

Quantifizierung der diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen

Schlussbericht

Bearbeiter: Dr. Klaus Weiß

Projektleiter: Dr. Wolfgang Popp

Materialien Nr. 111 (Januar 2004)

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, D-80636 München,
Eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt,
Gesundheit und Verbraucherschutz

Bearbeitung: Dr. Klaus Weiß
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Bezug: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, D-80636 München

Nachdruck und Wiedergabe – auch auszugsweise – nur mit Genehmigung des Herausgebers

Kurzfassung

Die Verlagerung von Fäkalbakterien in der Bodenpassage wurde unter Einbeziehung des Standorttyps und der Bewirtschaftungsform großräumig quantifiziert. Die Versuchsansätze reichten hierbei von Monitoring auf Einzugsgebietsebene bis hin zur Bilanzierung des Bakterienaustrags aus gedränten Flächen, Trinkwassersammlern und Lysimetern unter simulierten Niederschlagsereignissen (50 mm NS in 2,5 h). Als Nachweis einer fäkalen Belastung im Sickerwasser dienten Fäkalindikatorbakterien, die auch als Bewertungsparameter in der EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer vorgesehen sind.

Abflussmessungen weisen auf eine schnelle Wasserbewegung im Boden über Makroporen hin. Der Gesamtaustrag über den Dränabfluss erreichte bei den Beregnungsversuchen bis zu 14 % der aufgebrachten Fäkalbakterien. Hochgerechnet auf einen Hektar Fläche werden bis zu 10^{12} Fäkalbakterien über das Sickerwasser ausgeschwemmt. Diese Fracht würde reichen, 50.000 m³ sauberes Wasser über den Grenzwert für Badegewässer zu belasten. Ähnliche Werte lieferte der Gesamtabfluss der Lysimeterhalbschalen. Selbst in einem Trinkwassersammler (4,5 m Tiefe) konnte eine bakterielle Kontamination über den schnellen Makroporenfluss nachgewiesen werden. Die Wiederfindungsraten von Fäkalbakterien in den Dränabflüssen lassen keine deutliche Abhängigkeit von der Abflussmenge, dem Standort und der Art der Bodenbearbeitung erkennen.

Die Ausbildung von Makroporen führt zu einer schnellen Verlagerung von Fäkalbakterien im Boden. Durch eine Dränung wird zwar die Gefährdung des oberflächennahen Grundwassers direkt unter dem Standort verringert, das Risiko des Stoffaustrags in Oberflächengewässer jedoch gefördert. Die wirksamste Maßnahme, die Belastung des Sickerwassers mit Fäkalbakterien zu verringern, liegt bei der Reduzierung der Düngemenge auf das für die Bodenfruchtbarkeit absolut notwendige Maß. Eine weitere Möglichkeit besteht im Ausbringen von Gülle oder Festmist mit einer geringen Konzentration an Fäkalbakterien, sei es durch Lagerung oder Behandlung (Güllehygienisierung, Mistkompostierung). Düngeranwendungen sind zu vermeiden, wenn starke Niederschläge kurz nach der Ausbringung zu erwarten sind, da nicht ausreichend Zeit für ein Absterben der Bakterien an der Bodenoberfläche (UV, Austrocknung) oder für eine Diffusion in die Bodenaggregate besteht.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Einleitung.....	1
2 Material und Methoden	3
2.1 Bakteriologisch-hygienische Untersuchungen	3
2.1.1 Probenahme, Transport und Aufbewahrung der Proben	3
2.1.2 Bestimmung der gesamt- und fäkalcoliformen Bakterien.....	3
2.1.3 Bestimmung der fäkalen Streptokokken	4
2.1.4 Leit- und Grenzwerte für Fäkalindikatorbakterien	4
2.2 Chemische Untersuchungen	4
2.3 Untersuchungsgebiet Höllbach.....	5
2.3.1 Naturraum und Nutzung	5
2.3.2 Untersuchungsprogramm	6
2.4 Untersuchungsgebiet Ebersberger Weiherkette	6
2.4.1 Naturraum und Nutzung	6
2.4.2 Untersuchungsprogramm	7
2.5 Untersuchungsgebiet Klostergut Scheyern.....	7
2.5.1 Naturraum und Nutzung	7
2.5.2 Untersuchungsprogramm	9
2.6 Beregnungsversuche.....	11
2.6.1 Beregnungsanlage	11
2.6.2 Beregnungsversuche auf gedränten Flächen.....	12
2.6.2.1 Beregnungsversuche Klostergut Scheyern.....	12
2.6.2.2 Beregnungsversuche Umland Scheyern	13
2.6.2.3 Beregnungsversuche Einzugsgebiet Ebersberger Weiherkette.....	15
2.6.3 Beregnungsversuche Trinkwasserversorgung Höhenrain	15
2.6.4 Beregnungsversuche Halbschalenlysimeter Wielenbach	16
3 Ergebnisse und Diskussion	19
3.1 Untersuchungsgebiet Höllbach.....	19
3.2 Untersuchungsgebiet Ebersberger Weiherkette	23

3.3 Untersuchungsgebiet Klostergut Scheyern.....	26
3.4 Beregnungsversuche.....	34
3.4.1 Abflussganglinien	34
3.4.2 Gedränte Flächen ohne Düngung	35
3.4.3 Gedränte Flächen mit Düngung.....	38
3.4.4 Trinkwassersammler.....	48
3.4.5 Halbschalenlysimeter.....	50
3.5 Bakterielle Belastung des Wirtschaftsdüngers.....	56
4 Abschlussdiskussion	59
5 Zusammenfassung	65
6 Literatur	69

Danksagung

Dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz danken wir für die Förderung des Vorhabens.

Unser besonderer Dank richtet sich an Herrn M. Porzelt, Landesamt für Wasserwirtschaft, Referat 45, ohne dessen technischen Sachverstand und unermüdlichen Einsatz eine Durchführung der Beregnungsversuche kaum möglich gewesen wäre.

Weiterhin gilt unser Dank Frau M.-L. Mühlbauer (Fa. Xerdos) für die mikrobiologische Aufarbeitung der Wasser- und Düngerproben.

Dank auch an Frau Gröbl (LfW Ref. 67) und an die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (ehemalige LBP) für die Durchführung der Nährstoffanalysen.

1 Einleitung

In Deutschland wurden durch den Ausbau und die Sanierung der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung die Belastungen der Gewässer aus punktuellen Einleitungen wesentlich verringert. Somit kommt den Belastungen aus diffusen Quellen, d.h. den aus der Fläche stammenden, direkt an das Niederschlags- und Abflussgeschehen gebundenen Stoffverlagerungen, immer größere Bedeutung zu. Hier spielen vor allem Abschwemmungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen eine wichtige Rolle. Während die Abwassermenge aus Kläranlagen exakt quantifizierbar ist, können bisher keine genauen Angaben über die diffuse Belastung von Gewässern aus angrenzenden Gebieten gemacht werden. Eine quantitative Bewertung dieses Problems wird jedoch in Zukunft umso notwendiger, je mehr Kosten durch den Einsatz innovativer Techniken für weitergehende Abwasserreinigung in Kläranlagen entstehen und deren Effizienz wegen des unklaren Anteils an diffusen Einträgen in die Gewässer schwer zu ermitteln ist.

In der „Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen“ (Düngeverordnung 1996) werden dem Landwirt Grundsätze für die Anwendung von Wirtschaftsdüngern übermittelt. Die Düngemittel sind im Rahmen guter fachlicher Praxis so auszubringen, dass Nährstoffverluste bei der Bewirtschaftung sowie damit verbundene Einträge in die Gewässer weitestgehend vermieden werden. Durch die in der Düngeverordnung aufgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen soll vor allem der oberflächliche Eintrag von Nährstoffen und, im Falle der organischen Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist, Jauche), von Fäkalbakterien in Oberflächengewässer verhindert bzw. minimiert werden.

Als weiterer diffuser Eintragsweg ist jedoch auch die unterirdische laterale Abschwemmung von Bakterien, Nährstoffen und Pestiziden durch die Bodenpassage zu berücksichtigen. An gedrängten Standorten führt die Regulierung des Wasserhaushalts im Falle einer Infiltration zu einem raschen Austausch der Bodenlösung über das gesamte horizontale Profil, d.h. der Austrag von Schadstoffen in Oberflächengewässer und damit verbundene Kontaminationserscheinungen werden gefördert (Lennarts et al. 1997; Schwarz & Kaupenjohann 2001). Das Dränwasser entstammt der wassergesättigten Bodenzone. Es spiegelt somit den bakteriologisch-

hygienischen sowie chemischen Zustand des für die Grundwasserneubildung verantwortlichen Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers wieder. Daraus lassen sich Aussagen zum Gefährdungspotenzial für Grundwasser und grundwassergespeiste Oberflächengewässer ableiten.

Während bereits umfassende Daten zur Abschätzung der Erosionsanfälligkeit bis auf die Maßstabsebene von Einzugsgebieten vorliegen (z.B. Bunza et al. 1985; Paukner-Ruzicka et al. 1999; Edwards et al. 2000; Honisch et al. 2002), wird das Infiltrationsverhalten von Fäkalbakterien in verschiedenen Bodentypen bisher nur anhand von Säulen- (Zyman & Sorber 1988) bzw. Lysimeterversuchen (Damgaard-Larsen et al. 1977; Liu 1982; Stoddard 1998; Troxler et al. 1998) sowie Freilandstudien mit überwiegend qualitativem Charakter (McCoy & Hagedorn 1979; Patni et al. 1984) beschrieben.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Verlagerung von Fäkalbakterien in der Bodenpassage unter Einbeziehung des Standorttyps und der Bewirtschaftungsform großräumig zu quantifizieren und ein Prognosemodell mit Handlungsempfehlung zur Minimierung der Belastung von Grundwasser und Oberflächengewässer für die Wasserwirtschafts-, Gesundheits- und Landwirtschaftsverwaltung zu erstellen. Die Versuchsansätze reichen hierbei vom Monitoring auf Einzugsgebietsebene bis hin zur Bilanzierung des Bakterienaustrags auf gedränten Flächen und Lysimetern unter simulierten Niederschlagsereignissen. Als Nachweis einer fäkalen Belastung im Sickerwasser dienen Fäkalindikatorbakterien, die in der Trinkwasserverordnung und in der EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (1976) als Bewertungskriterium für die bakteriologische Wasserqualität vorgesehen sind.

2 Material und Methoden

2.1 Bakteriologisch-hygienische Untersuchungen

Bei den bakteriologisch-hygienischen Untersuchungen wurden als Nachweis einer fäkalen Verunreinigung die sogenannten Fäkalindikatorbakterien herangezogen, da diese im Darm von Warmblütlern in bedeutend größerer Zahl als ggf. Krankheitserreger vorhanden sind. Außerdem können pathogene Bakterien selbst nur mit sehr aufwendigen Verfahren nachgewiesen werden, vor allem bei der meist hohen Verdünnung im Gewässer. Als Fäkalindikatorbakterien gelten gesamtcoliforme Bakterien, die einen Hinweis auf eine fäkale Verunreinigung geben, da sie nicht ausschließlich aus dem Darm von Warmblütlern stammen. Fäkalcoliforme Bakterien (*Escherichia coli*) und fäkale Streptokokken werden als Beweis für eine fäkale Belastung eines Gewässers angesehen, da sie nur im Warmblüterdarm vorkommen.

2.1.1 Probenahme, Transport und Aufbewahrung der Proben

Die Probenahme und der Transport erfolgten gemäß DIN 38411-1 (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung). Die Proben wurden in Kühlboxen ins Labor transportiert und bis zur Untersuchung bei $4 \pm 1^\circ\text{C}$ im Kühlschrank aufbewahrt. Die Verarbeitung der Proben erfolgte je nach Zeitpunkt der Entnahme entweder am selben Tag oder am darauffolgenden Morgen.

2.1.2 Bestimmung der gesamt- und fäkalcoliformen Bakterien

Der Nachweis der gesamt- und fäkalcoliformen Bakterien erfolgte nach der sogenannten MPN-Methode (most probable number), einem Mehrfach-Verdünnungsansatz in Röhren mit Flüssignährmedium. Als Nährlösung wurde MUG-Laurylsulfat-Bouillon (Merck 12588; Schindler 1991) verwendet und beide Bakteriengruppen in einem 3fach-Ansatz mit verschiedenen Verdünnungsstufen bestimmt. Die Berechnung der „höchst wahrscheinlichen Anzahl“ erfolgte anhand der Auswertetabelle nach deMan (1983), bezogen auf 100 ml Probevolumen [MPN/100 ml].

2.1.3 Bestimmung der fäkalen Streptokokken

Die Bestimmung der fäkalen Streptokokken (Enterokokken) erfolgte nach Slanetz und Bartley mittels der Membranfiltermethode (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DIN 7899-2). Die ermittelten Konzentrationen wurde als koloniebildende Einheiten pro 100 ml Probevolumen [KBE/100 ml] angegeben.

2.1.4 Leit- und Grenzwerte für Fäkalindikatorbakterien

Für die Bewertung der untersuchten Wasserproben wurde in bestimmten Fällen die EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (1976) herangezogen. Die vorgeschriebenen Leit- bzw. Grenzwerte für ein Badegewässer sind in Tabelle 1 zusammengestellt:

Tab. 1: Mikrobiologische Parameter der EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (76/160 EWG)

Mikrobiologische Parameter	Vol.	Leitwert	Grenzwert
gesamtcoliforme Bakterien	100 ml	500	10 000
fäkalcoliforme Bakterien	100 ml	100	2 000
fäkale Streptokokken	100 ml	100	----

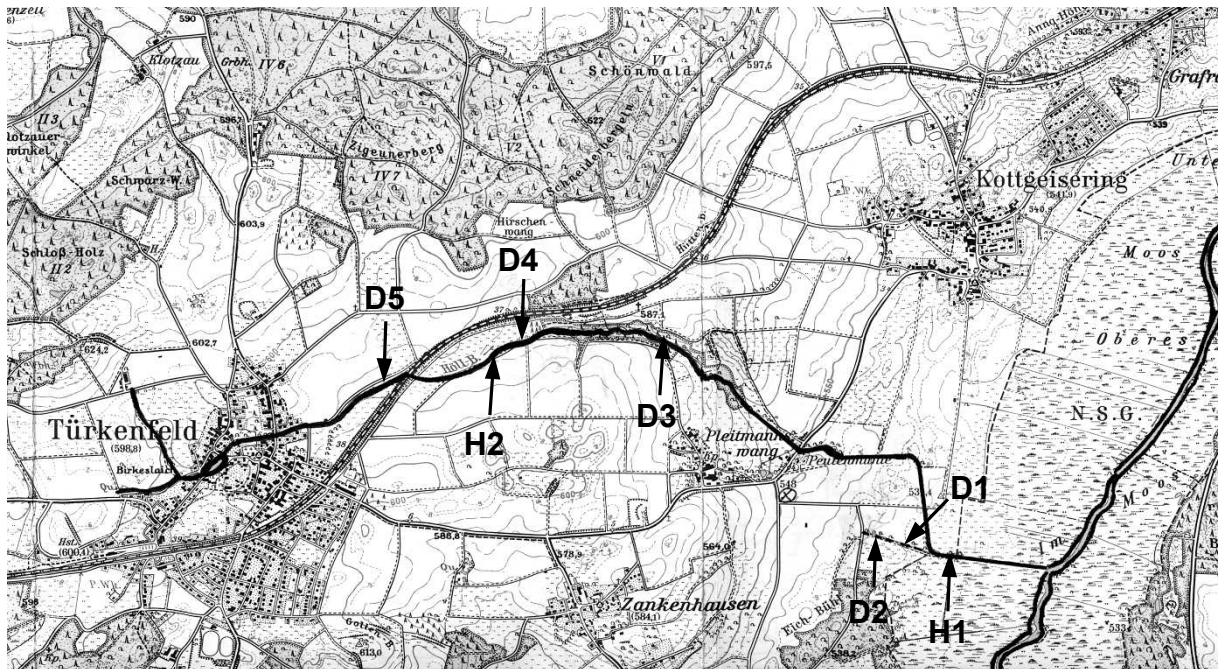
2.2 Chemische Untersuchungen

Die chemischen Untersuchungen des Sickerwassers wurden nach dem Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung durchgeführt. Die Bestimmung des Gesamt-Phosphats erfolgte gemäß DIN 1189, des Ammoniums gemäß DIN 38406-5.

2.3 Untersuchungsgebiet Höllbach

2.3.1 Naturraum und Nutzung

Der Höllbach (Landkreis Fürstenfeldbruck, Oberbayern) entwässert ein überwiegend landwirtschaftlich genutztes Gebiet und mündet in die Amper kurz nach deren Auslauf aus dem Ammersee (Karte 1). Die Böden im Einzugsgebiet sind überwiegend aus schluffig-lehmiger Jungmoräne entstanden und liegen als Pararendzinen und Parabraunerden vor. Als Bodenart dominieren sandige Lehme und schluffig-lehmige Sande. Im Rahmen der Flurbereinigung wurden Ende der 60er Jahre umfangreiche Dränmaßnahmen sowohl in den durch zeitweilige Staunässe beeinträchtigten Mineralböden als auch in den von Grundwasser beeinflussten Böden durchgeführt. Die Sauger liegen in ca. 1 m Tiefe. Das Einzugsgebiet wird überwiegend ackerbaulich genutzt. Der Grünlandanteil liegt bei ca. 40 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Naturraum und landwirtschaftliche Nutzung sind typisch für das voralpine, noch überwiegend ackerbaulich genutzte Hügelland.



Karte 1: Lage der Messstellen entlang des Höllbachs
(verkleinerter Ausschnitt aus der TK 25 7832 Türkensfeld)
H: Höllbach D: Dränsystem

2.3.2 Untersuchungsprogramm

In den Jahren 1998 und 1999 wurden an sieben Messstellen entlang des Höllbachs (Karte 1) Wasserproben entnommen und auf ihre Konzentration an Fäkalindikatorbakterien untersucht. 1998 fand die Probenahme unabhängig von der Witterung an sieben Terminen im Abstand von drei bis fünf Wochen, 1999 an acht Terminen im Abstand von zwei bis neun Wochen statt.

- Messstelle H1 ist der Höllbach ca. 500 m vor der Mündung in die Amper.
- Messstelle D1 erfasst ein Dränsystem zur Grundwasserabsenkung im Ampermoos südlich Peutenmühle. Die Böden werden als Grünland und Acker genutzt.
- Messstelle D2 sammelt Wasser aus einem gedränten Gebiet östlich von Zankenhäusern mit überwiegend ackerbaulicher Nutzung.
- Der Dränsammler D3 erfasst ein Dränsystem westlich von Pleitmannswang. Im Einzugsgebiet wird Ackerbau betrieben.
- An Messstelle D4 fließt Wasser aus gedränten, ackerbaulich genutzten Böden südlich der Bahnlinie auf kurzem Weg in den Höllbach.
- Messstelle H2 ist der Höllbach unterhalb von Türkenfeld kurz vor Messstelle D4.
- Messstelle D5 entwässert Wiesen und Ackerflächen nordöstlich von Türkenfeld.

2.4 Untersuchungsgebiet Ebersberger Weiherkette

2.4.1 Naturraum und Nutzung

Die bakteriologisch-hygienischen Untersuchungen konzentrierten sich auf einen zeitweise wasserführenden Graben im Einzugsgebiet der Weiherkette Egglburger See bis Klostersee nordwestlich von Ebersberg (Oberbayern). Die Böden im Untersuchungsgebiet bestehen überwiegend aus schluffig-lehmigen Jungmoränenmaterial, vermischt mit sandig-kiesigen Moränensedimenten. Die Geländeoberfläche ist stark bewegt. Auf den Rücken und im flacheren Gelände liegen meist tiefgründigere Parabraunerden vor. Im Bereich von Geländemulden mit Staunässe sind kleinparzellig leicht anmoorige Standorte mit Gleyböden zu finden.

Das hydrologische Einzugsgebiet des untersuchten Grabens (8 ha) wird forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich als Grünland genutzt. Im ersten Untersuchungsjahr 2001 wurde auf der Wiese (1 ha) in unmittelbarer Nähe zum Graben mehrmals Rindergülle per Schleppschlauch ausgebracht (18 m³/ha). Weitere 4 ha des landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiets wurden teilweise mit Mist und Jauche gedüngt. Auf Empfehlung des Gewässerentwicklungsplans „Egglburger See bis Klostersee, Stadt Ebersberg“ zum Erhalt der Badewasserqualität und des EU-Badegewässerstatus für den Klostersee verzichteten die Landwirte von April bis August 2002 auf Gülleüngung auf Flächen mit hohem Gefährdungspotenzial. Betroffen hiervon war auch die zum Graben angrenzende Wiese. Weiter entfernt liegende Flächen blieben von der Nutzungsänderung unberücksichtigt.

2.4.2 Untersuchungsprogramm

Zur Quantifizierung der ober- und unterirdischen Ausschwemmung von Fäkalbakterien aus dem umliegenden Grünland wurde der Grabenabfluss mit einem 60° V-Wehr aufgestaut und die Durchflussmenge mit Hilfe eines Druckpegelsensors und Datenloggers kontinuierlich aufgezeichnet. Ein automatischer Probenehmer entnahm ereignisbezogen bei Starkregen in 10-minütigen Abständen Wasserproben (SMS-Meldung an das Labor), die anschließend auf ihre Belastung mit Fäkalbakterien untersucht wurden.

2.5 Untersuchungsgebiet Klostergut Scheyern

2.5.1 Naturraum und Nutzung

Das Klostergut Scheyern befindet sich ca. 40 km nördlich von München im Landkreis Pfaffenhofen (Oberbayern). Seit 1990 dient es als Versuchsstation des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM), der sich zur Aufgabe gemacht hat, die nutzungsbedingten Veränderungen in einem Agrarökosystem zu erfassen, zu prognostizieren und zu bewerten. Das Gesamtziel des FAM liegt in der Entwicklung und Etablierung einer umweltschonenden, standortangepassten und nachhaltigen Land-

bewirtschaftung (Lützwow & Munch 1998). Mit dem Kloostergut Scheyern steht ein Agrarlandschaftsausschnitt zur Verfügung, der für das Bayerische Tertiärhügelland repräsentativ ist, in dem ein Drittel der Ackerfläche Bayerns liegt.

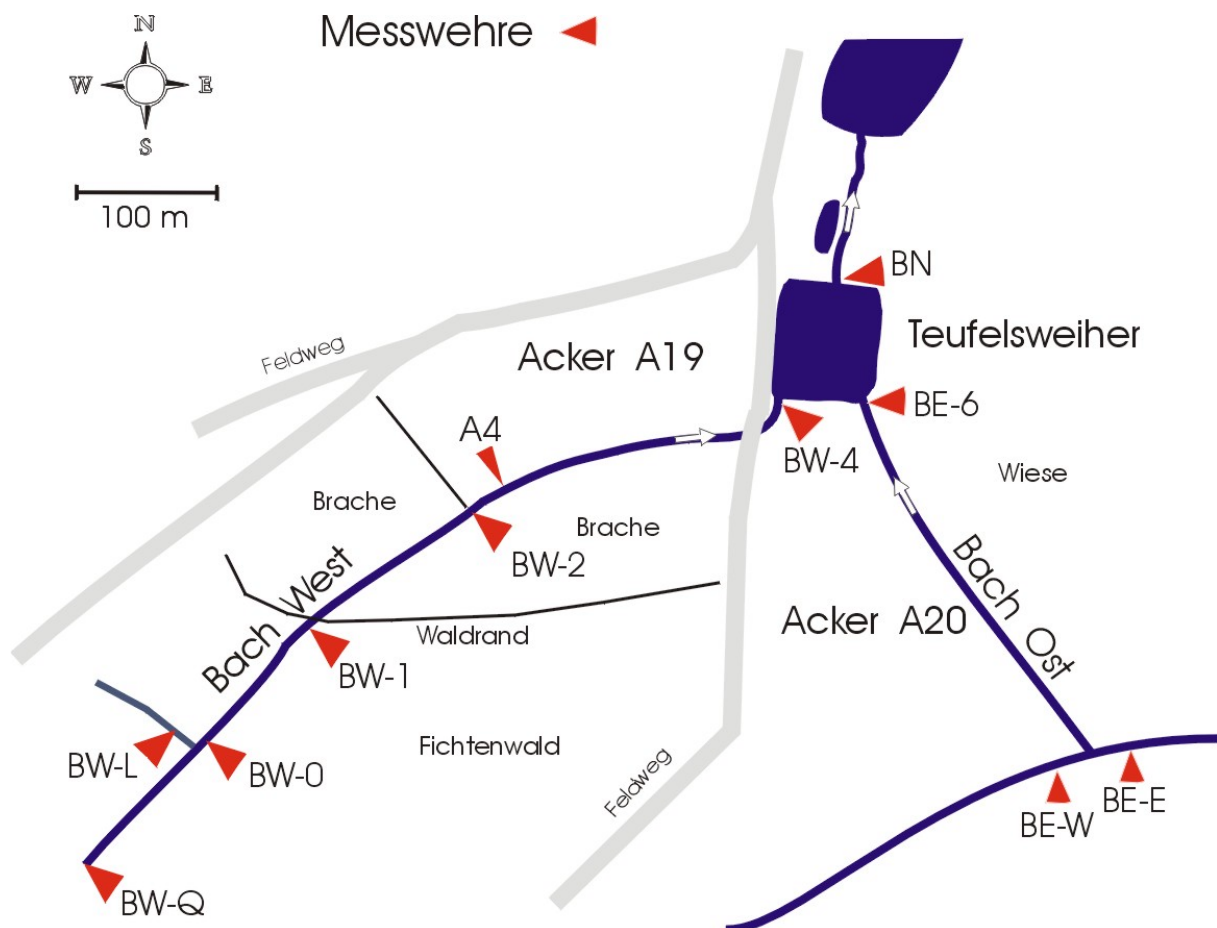
Gegliedert ist das 153 ha große Versuchsgebiet durch zwei Talzüge mit flachen Ost- und steilen Nord- bzw. Westhängen. In den Tallagen befinden sich zwei Teichketten, gespeist von stets wasserführenden Bächen. Durchzogen wird das Gelände von erosionsbedingten Hangmulden. Tiefgründige Braunerden aus Lösslehm herrschen im mittleren und unteren Bereich ostexponierter flacher Hänge vor. Braunerden aus tertiären Sedimenten treten bevorzugt an Kuppen, Hangschultern und Steilhängen auf. In den Tälern und Senken sind Kolluvien aus sandigen und lehmigen Abschwemm Massen verbreitet. Pseudovergleyte Braunerden sind vor allem über tertiären Tonen sowie im Bereich der dichter gelagerten Fließerden im Oberhang der lössbedeckten Hänge zu finden.

Seit Herbst 1992 werden 46 ha Fläche nach Zielen des integrierten Pflanzenbaus und 68 ha Fläche nach Zielen des ökologischen Landbaus bewirtschaftet. Die Untersuchungen zur diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien wurden auf das im Südostteil des Gutes liegende Gebiet mit integrierter Bewirtschaftung beschränkt. Folgende landwirtschaftliche und landschaftsgestaltende Maßnahmen wurden in diesem Bereich u.a. durchgeführt:

- Viergliedrige Fruchtfolge (Kartoffeln, Winterweizen, Mais, Winterweizen)
- Zwischen- und Untersaat zur ganzjährigen Bodendeckung
- Reduktion der Bodenbearbeitung (kein Pflug) und Mulchsaat
- Ausbringen der Gülle mit Schleppschläuchen und nicht außerhalb der Vegetationsperiode
- Verkleinerung der Schläge (2 - 4 ha)
- Anlage von 2 - 10 m breiten Brachestreifen entlang von Gewässern
- Anlage von Hecken und Säumen
- Anlage von Brachen in Erosionsmulden und Grünland an Steilflächen

2.5.2 Untersuchungsprogramm

Auf der Versuchsstation des FAM konnte unter teilweise kontrollierbaren Bedingungen untersucht werden, inwieweit sich Landwirtschaft nach Richtlinien des integrierten Pflanzenbaus mit begleitenden landschaftsgestaltenden Maßnahmen (siehe 2.5.1) auf den ober- und unterirdischen lateralen Austrag an Fäkalbakterien auswirkt. Hierzu wurde die Ausschwemmung an gesamt- und fäkalcoliformen Bakterien sowie fäkalen Streptokokken auf der Basis von Abflussmessungen in Bächen und einem Teich unter Einbeziehung der landwirtschaftlichen Maßnahmen bilanziert.



Karte 2: Lage der Messstellen im Untersuchungsgebiet Klostergut Scheyern

Zum Einzugsgebiet der untersuchten Oberflächengewässer gehören Nutzungsflächen des integrierten Pflanzenbaus, Dauerbrachen und Teile eines Waldgebietes. Mit Hilfe von 60⁰ V-Wehren und Druckpegelsonden wurden die Wasserdurchflussmengen an elf Messstellen kontinuierlich aufgezeichnet (Karte 2). In zwei- bis vierwöchigen Abständen wurden Wasserproben für die bakteriologisch-hygienischen Untersuchungen an den Messpunkten entnommen. Die Bilanzierung des gesamten (punktuellen und diffusen) Eintrags in die Oberflächengewässer geschieht über einen Differenzenansatz. Hierzu werden die Unterschiede in den Frachten (Durchfluss x Konzentration an Bakterien) zwischen den Messwehren als laterale Einträge definiert.

Entsprechend der Lage der Mess- und Probenahmestellen können Aussagen zum Ausschwemmungspotenzial von Fäkalbakterien aus Flächen unterschiedlicher Nutzung getroffen werden. Das Einzugsgebiet des Baches West zwischen den Messpunkten BW-Q (Quelle) und BW-1 liegt in einem Fichtenwald mit starker Hangneigung. Entlang der anschließenden ca. 150 m langen Fließstrecke bis BW-2 ist der Bach von Dauerbrachen umgeben. Die letzten 200 m bis zur Mündung in den Teufelsweiher (BW-4) liegen im Einzugsbereich des Ackers A19, der durch einen 5 m breiten Grünstreifen vom Bach getrennt wird. An der Messstelle Drän A4 streicht ein auf einer Tonlinse gelegener schwebender Grundwasserkörper aus, der auch ein Teil des Sickerwassers aus dem Acker A19 entwässert.

Der laterale Zufluss in den Bach Ost wird zwischen der südlich gelegenen Bachgabelung (Messwehre BE-E und BE-W) und der Mündung in den Teufelsweiher (BE-6) ermittelt. Im Einzugsbereich dieses Bachabschnittes liegt der Acker A20, der ebenfalls durch einen 5 m breiten Grünstreifen vom Bach getrennt ist.

Der Teufelsweiher mit einer Fläche von 3150 m² und einer durchschnittlichen Tiefe von 0,8 m wird vom Bach Ost (mittlere Durchflussmenge: 1,5 l/s) und Bach West (mittlere Durchflussmenge: 3,8 l/s) gespeist. Die errechnete mittlere Austauschrate des Wasserkörpers liegt bei 5,5 Tagen. Im Sommerhalbjahr ist der Teich flächendeckend mit Laichkraut (*Potamogeton lucens*) bewachsen. Unter Einbezug der Messpunkte BW-4, BE-6 und BN kann eine Bilanzierung des bakteriellen Eintrages und

Austrages am Teich durchgeführt und somit auch Aussagen zum Rückhaltevermögen für eingeschwemmte Fäkalbakterien getroffen werden.

2.6 Beregnungsversuche

2.6.1 Beregnungsanlage

Mit Hilfe einer Beregnungsanlage nach KARL und TOLDRIAN (Bunza et al. 1985) wurden Versuchsflächen von 10 x 30 m gleichmäßig beregnet. Die Wasserversorgung der Anlage erfolgt über C-Schläuche aus einem Hydranten, ein 5 m³ fassender Gummicontainer dient als Zwischenpuffer (Abb. 1). Der für die Beregnung notwendige Wasserdruck wird von einer Benzinpumpe erzeugt. Die eigentliche Beregnungsanlage besteht aus U-förmig zusammengesetzten Rohrstücken, auf die 70 cm hohe Standrohre mit Verteilerdüsen aufgeschraubt werden. Über die Anzahl der Düsen wird die Niederschlagsintensität eingestellt.

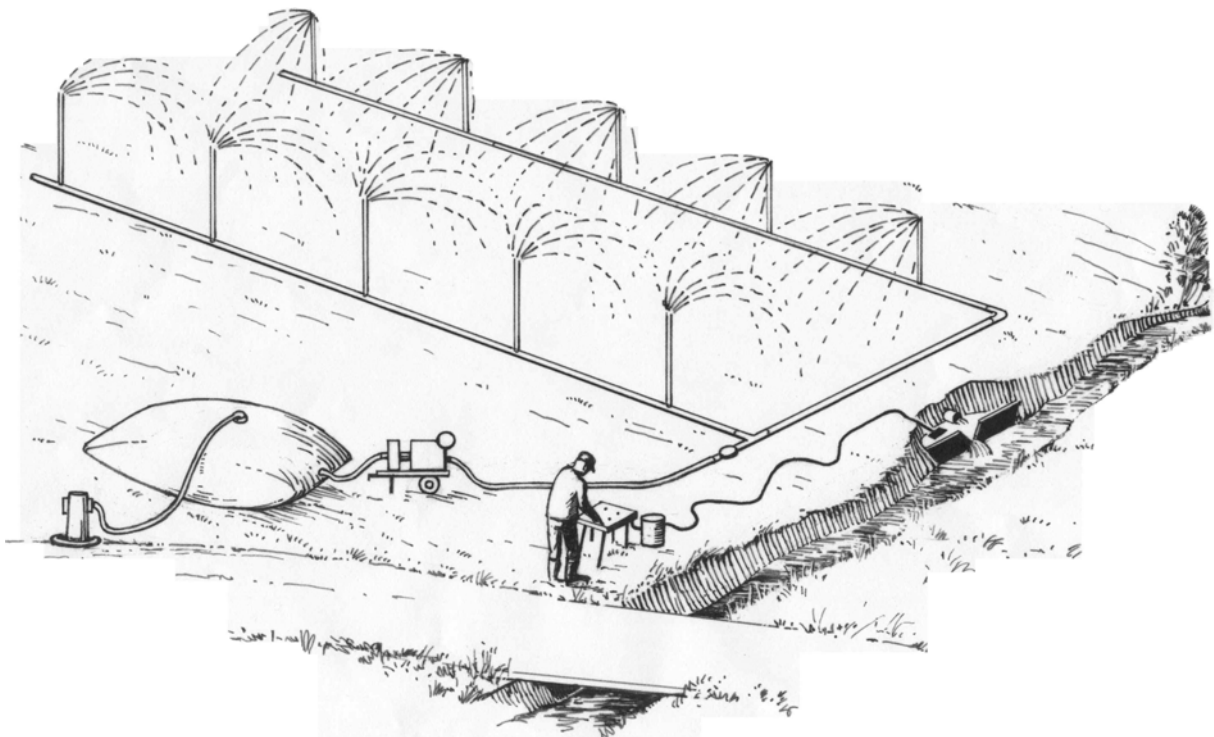


Abb. 1: Beregnungsanlage

2.6.2 Beregnungsversuche auf gedränten Flächen

Der Großteil der Beregnungsversuche wurde auf gedränten, landwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt. Die Versuchsflächen von 10 x 30 m wurden derart ausgewählt, dass sie in der Mitte von einem Dränstrang (Tiefe 70 - 120 cm) durchzogen wurden (Abb. 1). Die Dränen bestanden aus einem perforierten flexiblen Kunststoffrohr mit einem Durchmesser von 8-10 cm. Bei den Versuchsansätzen wurde nach einer Beregnung ohne vorangegangener Düngung zur Ermittlung der bakteriellen Grundbelastung im Boden entweder Rindergülle nach der Schleppschlauchmethode streifenförmig ausgebracht, oder Rindermist als Dünger verwendet. Die Düngemengen betragen nach Empfehlung der Düngeverordnung 25 m³/ha Gülle bzw. 30 t/ha Stallmist. Eine genaue Dosierung wurde durch manuelles Ausbringen der Wirtschaftsdünger gewährleistet.

Durch Aufsetzen von 12 Standrohren wurde eine homogene Niederschlagsintensität von 20 mm/h eingestellt. Mit einer Beregnungsdauer von 2,5 Stunden pro Versuch wurde ein Niederschlag von 50 mm simuliert, was einem Starkregen entspricht. Diese Wassermenge versickerte vollständig auf den Flächen, ein Oberflächenabfluss fand somit nicht statt. Die Beregnung wurde innerhalb einer Stunde nach dem Ausbringen der Gülle begonnen. Vor der Beregnung führten die Dränen i.d.R. kein Wasser. Zur Quantifizierung des unterirdischen lateralen Abflusses wurde der Teil des infiltrierten Wassers herangezogen, der unmittelbar nach der Beregnungsfläche über die Dränleitung abfloss. Der Dränablauf wurde an einem 60° V-Wehr aufgestaut und die Durchflussmenge mit Hilfe eines Druckpegelsensors und einem Datenlogger kontinuierlich aufgezeichnet (Abb. 1). Ein automatischer Probenehmer zog im 5-minütigen Abstand Wasserproben (Flaschenwechsel nach 30 Minuten), die anschließend im Labor auf ihre bakterielle Belastung untersucht wurden.

2.6.2.1 Beregnungsversuche Kloostergut Scheyern

Auf dem Acker A19 ([siehe Karte 2 in 2.5.2](#)) wurden im Frühjahr 1999 zwei Beregnungsversuche durchgeführt. Die Beregnungsfläche liegt im unmittelbaren Einzugsbereich der Messstelle Drän A4, an der ein Teil des Sickerwassers aus dem

Acker A19 bei Starkregen entwässert. Ein im Nordwesten gelegener schwebender Grundwasserkörper lieferte einen konstanten Trockenwetterabfluss von 0,06 l/s mit einer gleichbleibenden bakteriellen Grundbelastung. Die teilweise pseudovergleyte Braunerde war gut durchwurzelt und zeigte eine starke Auflockerung durch Mäusegänge. Als Erosionsschutz wurde auf dem leicht geneigten Gelände (3-8 %) pfluglose Bodenbearbeitung und Mulchsaat praktiziert sowie ein 5 m breiter Grünstreifen entlang dem Bach West angelegt. Eine Woche vor der ersten Beregnung wurde Mais mittels Schlitztechnik im 75 cm Reihenabstand gesät. Zum Zeitpunkt der zweiten Beregnung stand der Mais im 9-Blattstadium mit einer Wuchshöhe von ca. 50 cm. Unmittelbar vor den beiden Versuchen wurde Rindergülle ausgebracht.

2.6.2.2 Beregnungsversuche Umland Scheyern

Acht Kilometer westlich von Scheyern wurden Beregnungsversuche auf der Ackerfläche eines ökologisch geführten Betriebes sowie einer nördlich angrenzenden Grünfläche durchgeführt. Beide Flächen wurden seit mehreren Jahren nicht mehr gedüngt. Die Wiese zeigt eine starke Pseudovergleyung, zum Vorfluter hin mit Nassgleymerkmalen. Der Boden war kräftig durchwurzelt und von zahlreichen Mäusegängen durchzogen. Dieser Standort wurde nur im Herbst bewirtschaftet (gemäht). Auf der leicht geneigten Ackerfläche (ca. 5 %) herrschen Braunerden aus Lösslehm vor, im unteren Hangbereich teilweise pseudovergleyt. Der Bodenkörper war gut durchwurzelt und bis 40 cm Tiefe von Schrumpfrissen durchzogen.

Acker und angrenzendes Grünland werden in Süd-Nord-Richtung von zwei nahezu parallel verlaufenden Dränsträngen entwässert. Auf der Wiese wurden über jedem Drän eine und im Acker jeweils drei Beregnungsflächen („West,“ „Ost“) angelegt. Für die Installation von Messwehr und Sonden wurden die Dränen jeweils unterhalb der Beregnungsflächen freigebaggert und geöffnet.

Im Zeitraum von 1999 bis 2002 fanden neben den Vorberegnungen ohne Düngung elf Versuchsansätze mit Gülle und sechs Versuche mit Stallmist statt. Zeitpunkt, Parzelle, Bewuchs und Art der Bodenbearbeitung sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tab. 2: Beregnungsversuche

Datum	Parzelle	Bewirtschaftung	Besonderheiten
26.10.1999	Wiese Ost	Gülle nach Mahd	
09.11.1999	Wiese West	Gülle nach Mahd	
31.08.1999	Feld West 1	Gülle - Pflug - Kreiselegge	
07.09.1999	Feld Ost 1	Pflug - Kreiselegge - Gülle	
15.05.2000	Feld West 2	Gülle auf Winterroggen	
16.05.2000	Feld West 3	Gülle auf Winterroggen	
29.08.2000	Feld Ost 3	Gülle - Pflug - Kreiselegge	
30.08.2000	Feld Ost 2	Gülle (am 29.08.2000) - Pflug - Kreiselegge	Beregnung 24 h nach Gülle
07.05.2001	Feld West 1	Gülle auf Winterroggen	
09.05.2001	Feld West 1		2. Beregnung nach Gülle
14.05.2001	Feld West 1		3. Beregnung nach Gülle
04.09.2001	Feld West 1	Mist auf Getreidestoppel	
05.09.2001	Feld West 1		2. Beregnung nach Mist
11.09.2001	Feld West 1		3. Beregnung nach Mist
12.06.2002	Feld West 1	Mist auf Klee gras	
18.06.2002	Feld West 2	Mist auf Klee gras	
25.06.2002	Feld West 3	Mist auf Klee gras	

2.6.2.3 Beregnungsversuche Einzugsgebiet Ebersberger Weiherkette

Im Einzugsgebiet der Ebersberger Weiherkette (vgl. 2.4.1) wurden im Sommer 2001 Beregnungsversuche auf einem Grünland- und einem Acker-Standort durchgeführt. Die Böden bestehen überwiegend aus schluffig-lehmigen Jungmoränenmaterial mit starker Pseudovergleyung.

Auf der intensiv bewirtschafteten Wiese sind leicht anmoorige Bereiche mit Staunässe zu finden. Die geneigte Bodenoberfläche (6-10 %) war nur vereinzelt von Mausegängen durchbrochen. Unmittelbar nach dem zweiten Schnitt wurden 750 Liter Gülle ausgebracht (letzte Düngung Herbst 2000) und beregnet.

Der Boden des Ackerstandortes ist mit kiesigen Moränensedimenten durchmischt. Es traten oberflächliche Schrumpfrisse und Wurzelkanäle bis zur Tiefe des Dränstranges auf. Der Beregnungsversuch wurde vier Wochen nach der Rapsernte mit Gölledüngung durchgeführt (letzte Düngung Februar 2001). Ausgefallener Raps sorgte für eine leichte Bodenbedeckung.

2.6.3 Beregnungsversuche Trinkwasserversorgung Höhenrain

Im Fassungsbereich der aufgelassenen Trinkwasserversorgung Höhenrain (Landkreis Rosenheim, Oberbayern) wurden im Herbst 2002 Beregnungsversuche über einem Trinkwassersammler durchgeführt. Der aus nord-östlicher Richtung kommende Grundwasserstrom wird am auslaufenden Hangfuß in perforierten Tonrohren gesammelt und zu einer zentralen Wasserfassung weitergeleitet. Die vor ca. 30 Jahren durchgeführten Verlegearbeiten zerstörten die Schichtung des aus Jungmoräne entstandenen Bodenkörpers. Somit handelt es sich auf diesem Standort um einen anthropogen beeinflussten Bodentyp bzw. Tiefenumbruchboden mit hohem Kiesanteil. Schwache Quellaustritte am Hangfuß lassen vernässte Flächen mit Nassgleymerkmalen entstehen. Im Einzugsbereich der Wasserfassung wird auf den Hanglagen mit tiefgründigen Parabraunerden intensive Landwirtschaft betrieben; eine Grünlandnutzung ist untergeordnet.

Die Beregnungsversuche (Details siehe 2.6.2) wurden auf einer nicht bewirtschafteten Grünfläche über einem 4,50 m tief gelegenen Trinkwassersammler durchgeführt. Abflussmessungen und Probenahme fanden in der 100 m entfernten zentralen Wasserfassung statt. Vor der Beregnung wurde die bakterielle Belastung des Grundabflusses (ca. 0,6 l/s) im Sammler ermittelt. Als Dünger wurden 750 Liter Rindergülle ausgebracht.

2.6.4 Beregnungsversuche Halbschalenlysimeter Wielenbach

Die Versuchsanlage des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft liegt etwa 50 km südlich von München in Wielenbach bei Weilheim/Oberbayern. Auf dem Versuchsgelände wurde im Jahr 2000 ein Untersuchungsfeld mit verschiedenen Mess- und Probenahmeeinrichtungen zur Erfassung des Sickerwassers installiert, u.a. ein Halbschalenlysimeter. Ausgehend von einem Schacht (\varnothing 2 m) wurden in 90 cm und 150 cm Tiefe jeweils drei PVC-Halbschalen mit einer Länge von 5 m (Auffangfläche 0,6 m²) leicht ansteigend in den Boden getrieben. Die Schalen verlaufen im Winkel von 60° strahlenförmig auseinander, wobei beide Ebenen um 30° zueinander versetzt liegen.

Das Halbschalenlysimeter befindet sich in extensiv bewirtschaftetem Grünland, das seit dem Jahr 2000 nicht mehr gedüngt wurde. Der Standort ist durch Ablagerungen aus Flusssedimenten der Ammer entstanden. Diese Auenböden (alluviale Böden) sind von fein-, mittel- und grobsandigen Substraten geprägt, die sich je nach Sedimentation in verschiedenen mächtigen linsen- und bänderförmigen Formationen abgelagert haben. Intensive Durchwurzelung und Wurmtätigkeit führten im Boden zu einem ausgeprägten Makroporensystem.

Die Versuchsfläche von 10 x 15 m wurde derart ausgewählt, dass alle Halbschalen im Sickerbereich des Beregnungswassers lagen. Aus sechs Standrohren (siehe 2.6.1) wurde über 2,5 Stunden mit einer Niederschlagsintensität von 20 mm/h beregnet. Das über die Halbschalen austretende Sickerwasser wurde in Messzylindern aufgefangen und die Abflussmengen in 15-minütigen Abständen bestimmt.

Im September 2002 wurde mit abgelagertem Rindermist (Lagerzeit 1,5 Jahre) gedüngt und der Mist unmittelbar nach der Beregnung wieder von der Fläche entfernt. Fünf Wochen später fand ein Beregnungsversuch mit frischem Stallmist statt. Die Düngemenge entsprach jeweils 30 t/ha (siehe 2.6.2). Zur Ermittlung der bakteriellen Grundbelastung im Boden ging beiden Versuchen eine Beregnung ohne Düngung voran.

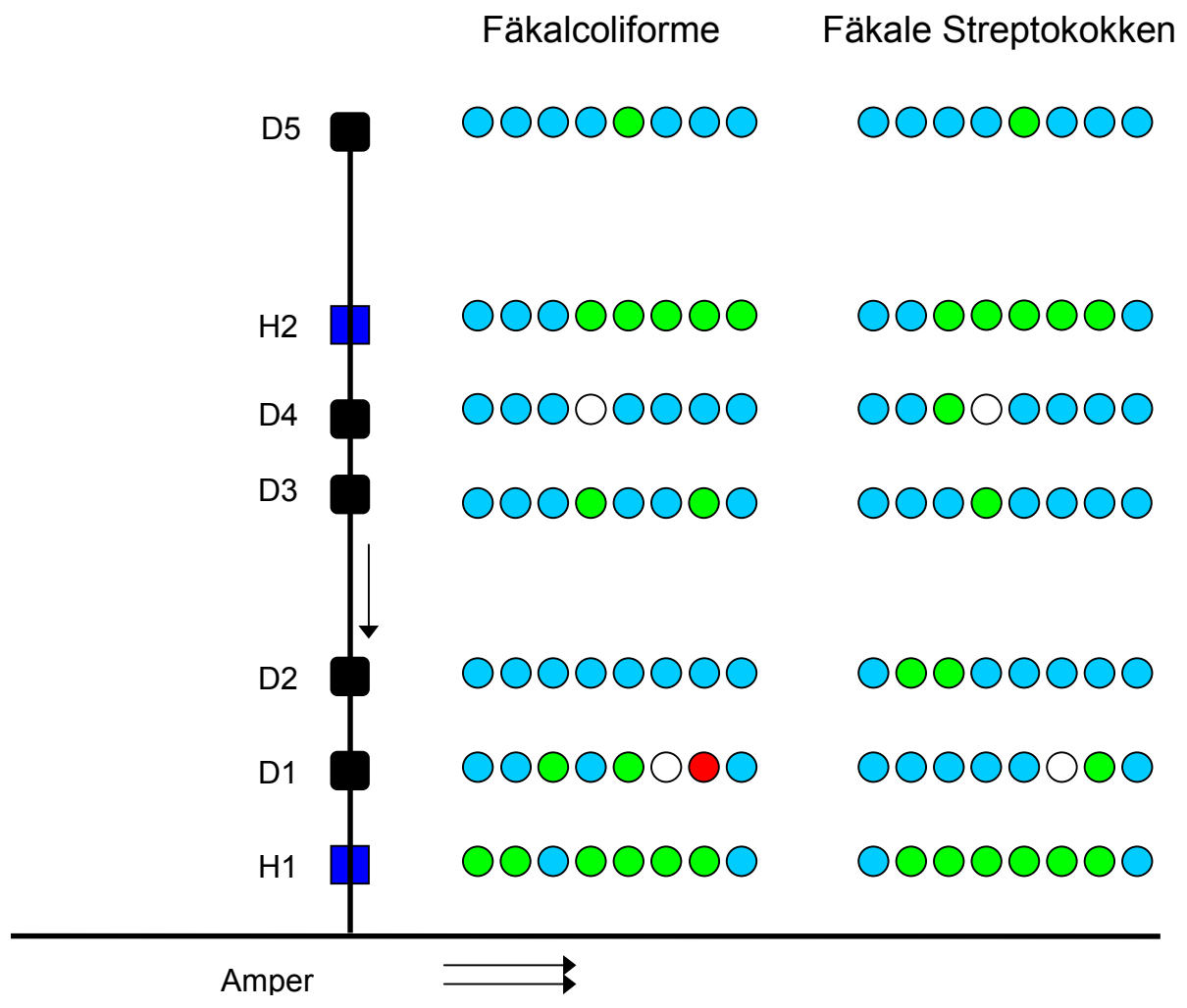
3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Untersuchungsgebiet Höllbach

Umfangreiche abwassertechnische Maßnahmen zur Zurückhaltung von organischen Stoffen und von Phosphat haben die Gewässergüte der Amper in den letzten Jahren erheblich verbessert. Damit ist auch die Belastung der Amper mit Fäkalkeimen geringfügig zurückgegangen. Trotz dieser Fortschritte entspricht die Amper überwiegend noch nicht den hygienischen Anforderungen der EG-Richtlinie für Badegewässer (vgl. 2.1.4).

Die bakterielle Belastung der Amper war Gegenstand eines umfangreichen gewässerökologischen Untersuchungsprogramms unter Federführung des Wasserwirtschaftsamtes München. Dabei wurde genauso wie bei Untersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung am Zufluss Garnbach (Baumann et al. 1992) festgestellt, dass ein nicht unwesentlicher Beitrag der bakteriellen Belastung aus sogenannten diffusen Quellen, vor allem aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, stammt. Anknüpfend an diese Ergebnisse hat das Landratsamt Fürstfeldbruck im Jahr 1995 die bakterielle Belastung von Dräneinleitungen in den Höllbach untersuchen lassen. Hier konnte nachgewiesen werden, dass eine intensive landwirtschaftliche Nutzung gedränter Flächen unter Anwendung von organischem Wirtschaftsdünger eine deutliche bakterielle Belastung der Dränwässer zur Folge hat. Von der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) 1996/97 durchgeführte Untersuchungen am Höllbach bestätigten diese Ergebnisse jedoch nicht.

Zur Ergänzung bzw. Absicherung der aufgeführten Befunde wurden im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes weitere bakteriologisch-hygienische Untersuchungen am Höllbach (siehe 2.3) durchgeführt. Das Ziel ist, den Anteil der landwirtschaftlichen Nutzung an der bakteriellen Belastung von kleinen Fließgewässern genauer zu erfassen.



Datum der Probenahmen:

○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○
 22.4. 12.5. 16.6. 8.7. 28.7. 17.8. 16.9. 14.10.1998

■ Probenahmestelle im Höllbach

■ Drän oder Dränsammler

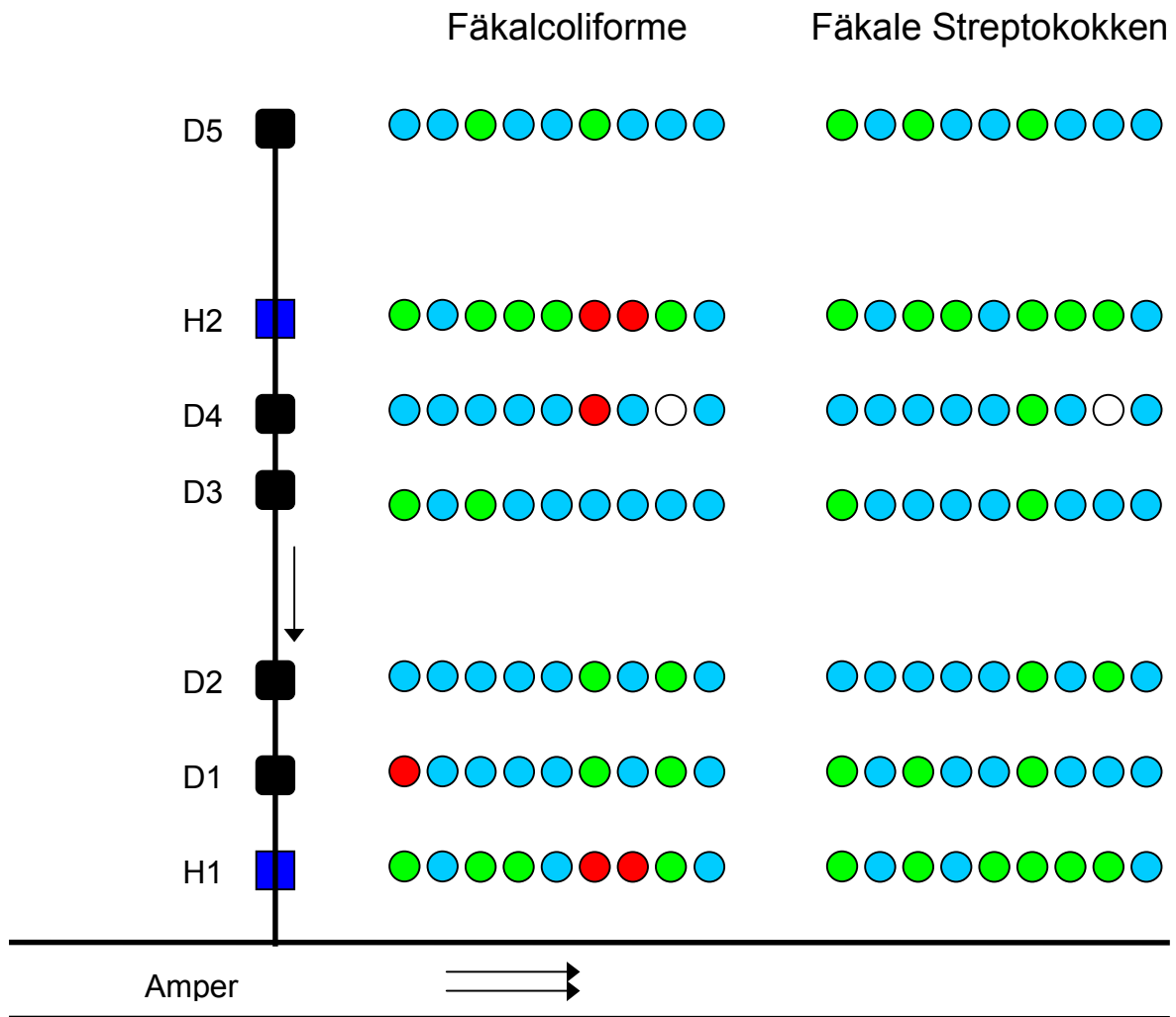
● = unbelastet

● = Leitwert überschritten

● = Grenzwert überschritten
(nur bei Fäkalcoliformen)

○ = keine Probenahme

Abb. 2: Fäkalcoliforme Bakterien und fäkale Streptokokken in Höllbach und Zuläufen
1998 (Bewertung gemäß EG-Richtlinie für Badegewässer)



Datum der Probenahmen:

○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○
 2.3. 16.3. 7.4. 18.5. 23.6. 13.7. 18.8. 27.9. 30.11.1999

■ Probenahmestelle im Höllbach

■ Drän oder Dränsammler

● = unbelastet

● = Leitwert überschritten

● = Grenzwert überschritten
(nur bei Fäkalcoliformen)

○ = keine Probenahme

Abb. 3: Fäkalcoliforme Bakterien und fäkale Streptokokken in Höllbach und Zuläufen
1999 (Bewertung gemäß EG-Richtlinie für Badegewässer)

Zur Bewertung der Ergebnisse in Hinblick auf den bakteriologisch-hygienischen Zustand des Höllbachs und seiner Dränzuläufe wird die EG-Richtlinie über die Qualität für Badegewässer mit ihren Richtwert- und Grenzwertanforderungen (siehe 2.1.4) herangezogen.

Im ersten Untersuchungsjahr 1998 wurde im Höllbach keine Grenzwertüberschreitung an fäkalcoliformen Bakterien beobachtet (Abb. 2). Die Leitwerte an Fäkalcoliformen und fäkalen Streptokokken wurden jedoch mehrmals überschritten, wobei es zu keiner deutlichen Verschlechterung in der Wasserqualität zwischen den Messstellen H2 und H1 (Beginn und Ende des Untersuchungsgebietes) kam. Bei den Dränzuläufen D1 bis D5 konnte über das Jahr gesehen ein besserer bakteriologisch-hygienischer Zustand registriert werden als im Höllbach selbst. Der Grenzwert wurde nur einmal bei D1 überschritten.

Das zweite Untersuchungsjahr 1999 zeigte insgesamt eine Verschlechterung der Wasserqualität. Die Konzentration an Fäkalcoliformen überschritt im Höllbach während der Sommermonate zweimal den Grenzwert für Badegewässer (Abb. 3), wobei auch in diesem Jahr bis auf zwei Ausnahmen (D1 und D4) keine erhöhte Belastung aus den Dränen nachweisbar war. Als unbelastet konnte der Höllbach in beiden Jahren nur an einem Drittel der Probenahmeterminale eingestuft werden. In den Dränzuläufen dagegen wurden unbedenkliche Werte bei 84 % (1998) bzw. 77 % (1999) der Proben gemessen.

Die Belastung des Höllbachs mit Fäkalbakterien lässt sich anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht mit einem Eintrag aus Dränen erklären. Es ist einschränkend anzumerken, dass die Probenahmen bis auf eine Ausnahme bei Trockenwetter oder geringem Niederschlag (< 10 mm/d) stattfanden. Unmittelbar nach der Starkregenperiode vom 11.7. bis 12.7.99 (50 mm) wurden Grenzwertüberschreitungen in Höllbach und Drän D4 angetroffen. Bei den anderen registrierten Belastungen ist jedoch kein Zusammenhang mit Niederschlag oder der Ausbringung von organischen Wirtschaftsdüngern zu erkennen.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen ebenso wie die oben genannten Untersuchungen an Amper, Garnbach und Höllbach keine Bilanzierung der lateralen Abschwem-

mung von Fäkalbakterien aus gedränten Flächen zu. Eine unmittelbare Zuordnung zu Mengen und Zeiten der Gülle- bzw. Mistausbringung ist nicht möglich. Der mehrwöchige Abstand zwischen den Probenahmen macht es schwierig, von einer repräsentativen Datengrundlage zu sprechen, die Trockenwetter und Starkregenereignisse unter Einbeziehung der Flächenbewirtschaftung gleichermaßen berücksichtigt. Weiterreichende Erkenntnisse zur diffusen Ausschwemmung von Fäkalbakterien können nur über eine quantitative Erfassung von Frachten gewonnen werden, wobei Untersuchungen auf Flächen mit weitgehender Steuerung der Rahmenbedingungen und mengenmäßiger Erfassung der Einzelkomponenten als zielführend anzusehen sind.

3.2 Untersuchungsgebiet Ebersberger Weiherkette

In einem Teileinzugsgebiet der Ebersberger Weiherkette wurde die diffuse Ausschwemmung von Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen quantitativ erfasst (siehe 2.4). Zum einen wurde die Zahl der über die Gülle ausgebrachten Fäkalbakterien ermittelt (Abb. 4). Berücksichtigt wurde hierbei nur das in unmittelbarer Nähe des untersuchten Entwässerungsgrabens gelegene Grünland (1 ha). Zum anderen wurden die über den Graben abgeleiteten Bakterienfrachten bestimmt und exemplarisch als Tageswerte hochgerechnet. Die Daten beinhalten neben Abflusswerten aus weitgehend trockenen Perioden (Grundabflüsse) auch sogenannte Starkregenabflüsse.

Im ersten Untersuchungsjahr 2001 wurden pro Düngung zwischen 10^{10} und 10^{12} Fäkalcoliforme sowie fäkale Streptokokken ausgebracht. 2002 konnte die Konzentration an Fäkalbakterien in der Gülle nicht ermittelt werden. Gleiche Herkunft sowie vergleichbare Behandlung und Lagerzeit der Gülle lassen jedoch auch hier Werte wie im vorangegangenen Jahr erwarten. Während 2001 vor allem während der Vegetationsperiode gedüngt wurde, durfte Wirtschaftsdünger im Folgejahr nur außerhalb der Badesaison ausgebracht werden (siehe 2.4.1).

Der Grundabfluss des Grabens betrug an der Messstelle i.d.R. zwischen 0,1 und 0,3 l/s. Bei längeren Perioden ohne Niederschlag fiel der Graben trocken.

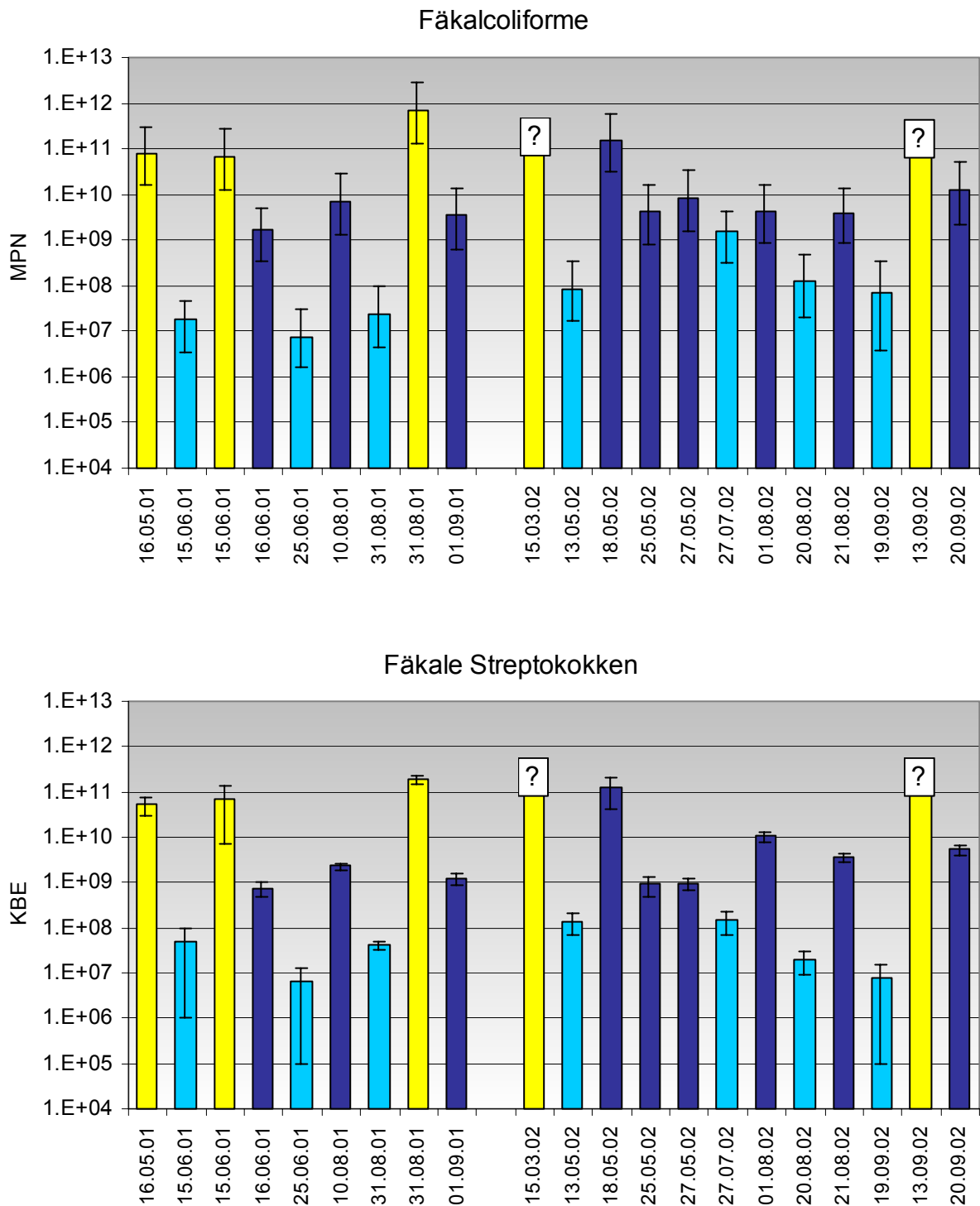
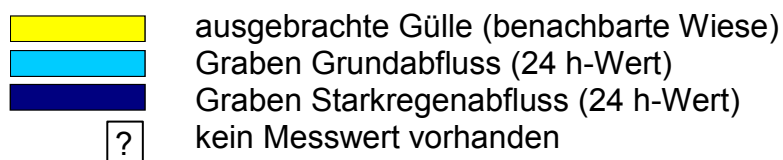


Abb. 4: Frachten an abgeschwemmten Fäkalbakterien aus dem Einzugsgebiet der Messstation Ebersberg (Angaben mit 95 % Vertrauensintervall)

MPN (most probable number) und KBE (koloniebildende Einheiten) in logarithmischer Darstellung



Regenereignisse über 10 l/m^2 binnen weniger Stunden führten zu einem steilen Anstieg der Abflusskurve. Die registrierten Starkregenabflüsse erreichten Werte von 10-15 l/s. Am 20.9.2002 wurde ein Maximum von 40 l/s bei einer Regenintensität von 35 mm in 24 Stunden gemessen.

Mit dem Grundabfluss des Grabens wurden pro Tag zwischen 10^7 und 10^9 Fäkalcoliforme und fäkale Streptokokken abgeleitet (Abb. 4). Dies zeigt, dass das Sickerwasser aus dem angrenzenden Agrargebiet auch in niederschlagsarmen Zeiten mit Fäkalbakterien verunreinigt ist. Die kontinuierliche Belastung des Sickerwassers kann zum einen durch vorangegangene Düngungen, zum anderen durch Kot von bodenbewohnenden Warmblütlern wie Mäusen und Maulwürfen verursacht werden. Während der Regenereignisse stieg die Fracht an Fäkalbakterien im Graben um den Faktor 10 bis 1000 über die Werte des Grundabflusses an. Die innerhalb von 24 Stunden abgeleitete Fracht an Fäkalcoliformen würde in diesen Fällen reichen, ca. 500 m^3 keimfreies Wasser über den Grenzwert für Badegewässer zu belasten (siehe 2.1.4). Insgesamt besteht jedoch nur eine schwache Korrelation zwischen Abflussmenge und der Fracht an ausgeschwemmten Fäkalbakterien (Fäkalcoliforme: $r=0,68$; fäkale Streptokokken: $r=0,74$).

Selbst nach einem Zeitraum von mehreren Monaten seit der letzten organischen Düngung auf dem angrenzenden Grünland ging die Fracht an ausgeschwemmten Fäkalbakterien während Starkregenereignissen im untersuchten Graben nicht zurück. Dies könnte durch ein lang anhaltendes Rückhalte- bzw. Puffervermögen des Bodens für Bakterien erklärt werden. Als zweite Möglichkeit ist eine Belastung aus weiter entfernt gelegenen Flächen des Einzugsgebietes in Betracht zu ziehen. Für letzteres spricht, dass im Jahr 2002 trotz eines Düngeverbotes auf der angrenzenden Fläche vom 1. April bis 31. August keine Verbesserung der bakteriologisch-hygienischen Situation im Grabenabfluss erreicht werden konnte. Dies macht deutlich, dass der Zustand eines Gewässers nicht nur von der Bewirtschaftung angrenzender Flächen beeinflusst wird, sondern - und nach den aufgezeigten Ergebnissen im wesentlichen Maße - von der landwirtschaftlichen Nutzung des gesamten hydrologischen Einzugsgebietes.

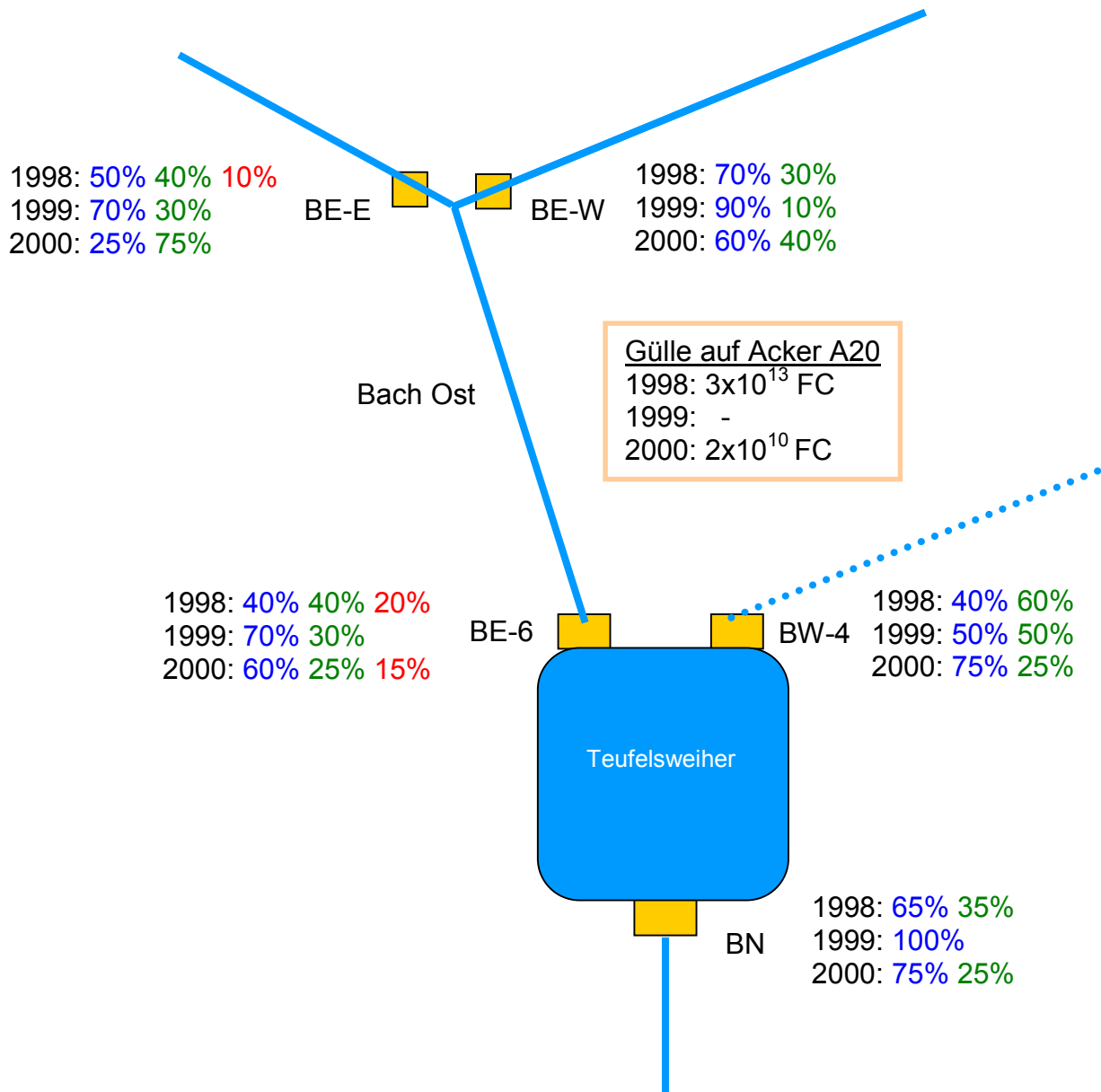
3.3 Untersuchungsgebiet Klostergut Scheyern

Auf der Versuchsstation des FAM wurde im Landschaftsmaßstab unter teilweise kontrollierbaren Bedingungen untersucht, inwieweit sich die Etablierung einer standortangepassten und nachhaltigen Landwirtschaft auf den lateralen Austrag an Fäkalbakterien auswirkt (siehe 2.5). Während Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Bodenbearbeitung und ausgebrachte Düngemengen bekannt waren, konnte aufgrund der festgelegten Probenahmeintervalle (2-4 wöchig) der Einfluss von Niederschlagsereignissen auf die Ausschwemmung nur teilweise erfasst werden.

Als erstes erfolgt eine Beschreibung und Bewertung des bakteriologisch-hygienischen Zustandes der untersuchten Oberflächengewässer gemäß der EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (siehe 2.1.4).

Der Bach Ost (siehe Karte 2 in 2.5.2) wies in den Jahren 1998 und 2000 zwischen den Messstellen BE-E / BE-W und BE-6 eine Verschlechterung in der Wasserqualität auf. Bei den Fäkalcoliformen wurden zunehmend Grenzwertüberschreitungen registriert (Abb. 5). Jeweils im April dieser Jahre wurde auf dem benachbarten Acker A20 Rindergülle auf Winterweizen ausgebracht. 1999, einem Jahr mit Kartoffelanbau ohne Düngung, blieb die gute Wasserqualität im Bach Ost erhalten. Im Jahr 2000 war die Belastung insgesamt geringer als 1998. Eine Erklärung hierfür ist, dass 1998 mit frischer Gülle um den Faktor 1000 mehr Fäkalcoliforme auf den Acker ausgebracht wurden als zwei Jahre später mit abgelagerter Gülle. Alle Ergebnisse deuten darauf hin, dass der fünf Meter breite Grünstreifen zwischen Bach und Acker seine Puffer- und Rückhaltefunktion nicht vollständig erfüllen kann.

Das Wasser des Teufelsweihers entsprach im Bereich des Auslaufes weitgehend der Qualität von Badegewässern (Abb. 5). Im Jahr 1999 wurden durchwegs unbedenkliche Konzentrationen an Fäkalcoliformen gemessen. Insgesamt war die bakteriologisch-hygienische Situation im Teichauslauf erheblich besser als bei den beiden Zuläufen. Dies macht die Selbstreinigungskraft des Teiches deutlich und zeigt die wichtige Rolle auf, die Kleingewässern als Bakterien- und Nährstoffsenske in Agrarlandschaften zukommt.



■ Probenahmestellen

unbelastet

Leitwertüberschreitung

Grenzwertüberschreitung

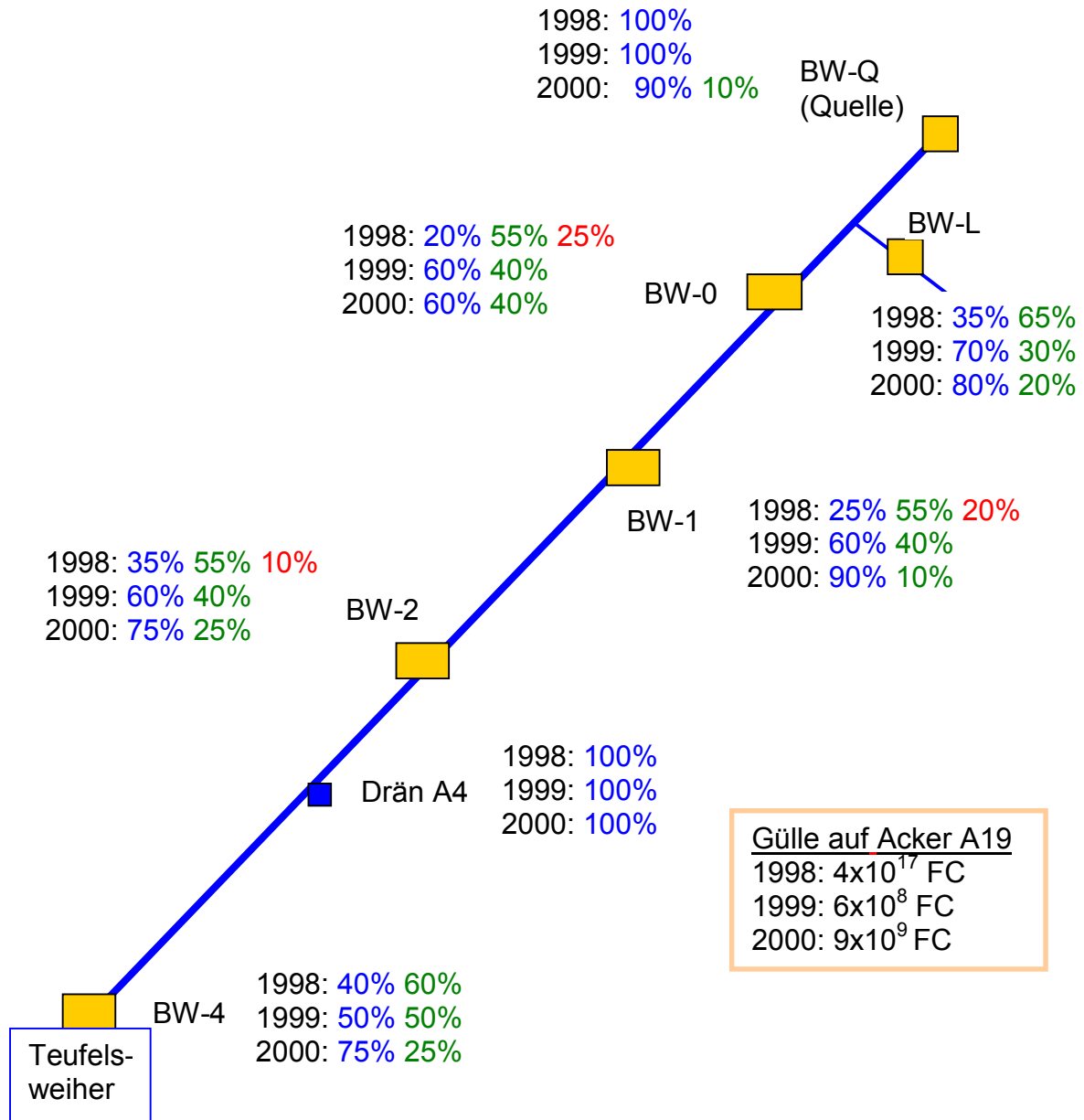
Prozentangaben beziehen sich auf Probenahmen

1998: n=23

1999: n=10

2000: n=8

Abb. 5: Fäkalcoliforme Bakterien in Bach Ost und Teufelsweiher
 (Bewertung gemäß EG-Richtlinie für Badegewässer)



■ Probenahmestellen

unbelastet

Leitwertüberschreitung

Grenzwertüberschreitung

Prozentangaben beziehen sich auf Probenahmen

1998: n=23

1999: n=10

2000: n=8

Abb. 6: Fäkalcoliforme Bakterien im Bach West
(Bewertung gemäß EG-Richtlinie für Badegewässer)

Der Bach West (siehe Karte 2 in 2.5.2) konnte nahe seines Quellaustrittes als noch unbelastet eingestuft werden (Abb. 6). Über den seitlichen Zufluss BW-L gelangten Fäkalbakterien in den Bach, dessen Wasserqualität sich bis zur Messstelle BW-0 verschlechterte. 1998 wurden hier bei den Fäkalcoliformen die ersten Grenzwertüberschreitungen registriert. Bis zum Austritt aus dem Wald (BW-1) war die bakterielle Belastung gleichbleibend oder leicht abnehmend. Im Jahr 1998 war nach dem Durchfließen von brachliegendem Gebiet (BW-2) und einer 200 m langen Fliesstrecke entlang des Ackers A19 bis zur Mündung in den Teufelsweiher (BW-4) eine zunehmende Verbesserung der bakteriologisch-hygienischen Situation im Bach West zu verzeichnen. Während 1999 zwischen BW1 und BW2 eine gleichbleibende und entlang des Ackers A19 eine sich leicht verschlechternde Wasserqualität angetroffen wurde, lagen die Verhältnisse im darauffolgenden Jahr genau umgekehrt. Die Drän A4, die teilweise auch aus Sickerwasser des Ackers A19 gespeist wird, wies im Untersuchungszeitraum durchwegs unbedenkliche Konzentrationen an Fäkalcoliformen auf.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die bakteriologisch-hygienische Situation im Bach West im Einzugsbereich des Waldes z.T. schlechter ist als im Agrargebiet. Während im Bach Ost ein Zusammenhang zwischen Bewirtschaftung und Wasserqualität festgestellt werden konnte, lässt sich in Bach West und Drän A4 kein Einfluss einer Gülledüngung erkennen. Diese voneinander abweichenden Ergebnisse können nicht mit unterschiedlichen Niederschlagsereignissen als mögliche Verursacher einer lateralen Abschwemmung in Zusammenhang gebracht werden. Im Jahr 1998 wurde bei Bach Ost und Bach West immer am selben Tag gedüngt und im Jahr 2000 folgte über drei Wochen nach dem Ausbringen der Gülle kein wesentlicher Niederschlag (< 8 mm/d).

Als weitere Möglichkeit einer Beschreibung und Bewertung des bakteriologisch-hygienischen Zustandes der untersuchten Oberflächengewässer werden Frachtenberechnungen an den einzelnen Messstellen herangezogen.

Im Bach Ost verhielt sich die Fracht an Fäkalcoliformen zwischen den Messstellen BEE / BEW und BE6, jeweils aufsummiert über die Monate April bis November, unverändert bis leicht ansteigend (Abb. 7). Bei den fäkalen Streptokokken war in den

Jahren 1998 und 1999 sogar ein Rückgang der Abflussfrachten zu verzeichnen (Abb. 8). Unter Berücksichtigung der auf Acker A20 ausgebrachten Fäkalbakterien ist kein Einfluss der Düngung auf die Gesamtfracht im Bach Ost zu erkennen.

Im Bach West nahmen die Frachten an Fäkalbakterien entlang der Brache zwischen den Messstellen BW1 und BW2 im Untersuchungszeitraum zu (Abb. 7 und 8). Eine vergleichbare Tendenz war im Bereich des Ackers A19 (BW2 bis BW4) bei den Fäkalcoliformen 1999 und 2000, bei den fäkalen Streptokokken nur 1998 zu verzeichnen. Die über die Drän A4 eingeschwemmten Fäkalbakterien sind für die Gesamtbelastung des Baches West ohne Bedeutung. Die Werte liegen um zwei bis vier Zehnerpotenzen unter der Gesamtfracht des Baches. Wie im Falle Bach Ost zeigt auch hier die organische Düngung keine Auswirkung auf die gemessenen Frachten an Fäkalbakterien im Bach.

Während im Jahr 1998 die am Auslauf des Teufelsweihers registrierte Fracht an Fäkalbakterien nur gering unter der Summe aus den beiden Zuläufen lag, sank diese in den beiden folgenden Jahren um jeweils ca. eine Zehnerpotenz unter die Frachten von BW4 plus BE6 (Abb. 7 und 8). Die Rückhaltekapazität des Teiches erreichte ihre höchsten Werte zum Vegetationsmaximum in den Monaten Mai bis Juli, im Herbst nach Absterben der Wasserpflanzen ging sie auf nahezu Null zurück.

Abschließend kann zusammengefasst werden, dass eine Bewertung der Ergebnisse gemäß der EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer nur im Falle Bach Ost einen negativen Einfluss der Gülledüngung benachbarter Flächen auf die bakteriologisch-hygienische Situation im Gewässer erkennen lässt. Frachtenberechnungen und Bilanzierungen zeigen dagegen keinerlei Zusammenhang zwischen Düngung und hygienischem Zustand der untersuchten Bäche. Diese Diskrepanz kann durch den unterschiedlichen Ansatz bei der Berechnung der bakteriellen Belastung erklärt werden. Während gemäß der EG-Richtlinie die Konzentration von Fäkalbakterien im Gewässer einem 3-stufigen Bewertungsschema zugeordnet wird, wird bei der kontinuierlichen Frachtenberechnung zusätzlich die Wasser- bzw. Durchflussmenge berücksichtigt.

Die aus der Mehrheit der Messungen resultierende Aussage, dass das Ausbringen von Gülle keine negativen Auswirkung auf die bakterielle Belastung der untersuchten Fließgewässer hat, könnte einerseits der Erfolg einer standortangepassten Bewirtschaftung und Bodenbearbeitung sowie landschaftsgestaltender Maßnahmen auf dem Versuchsgut Scheyern sein (vgl. 2.5.1). Andererseits besteht die Möglichkeit, dass aufgrund der nur periodisch ermittelten Konzentrationen an Fäkalbakterien selbst unter Berücksichtigung einer kontinuierlich aufgezeichneten Abflussrate für die Gesamtaussage relevante Regenereignisse mit ihren Abschwemmungen nicht erfasst wurden. Eine Klärung ist nur durch eine kontinuierliche Probenahme bei starken Niederschlägen zu erlangen.

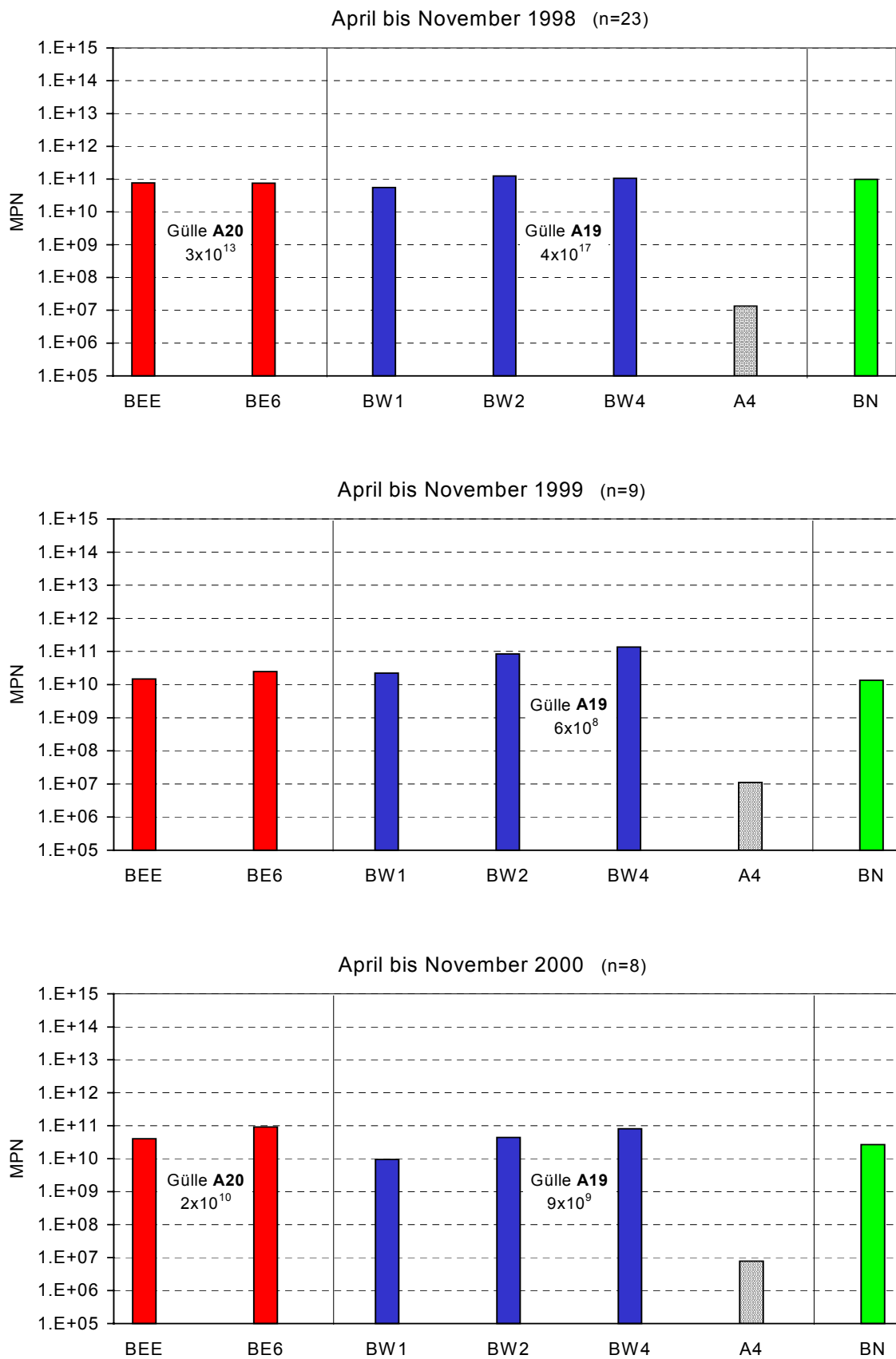


Abb. 7: Frachten an fäkalcoliformen Bakterien im Messzeitraum April bis November

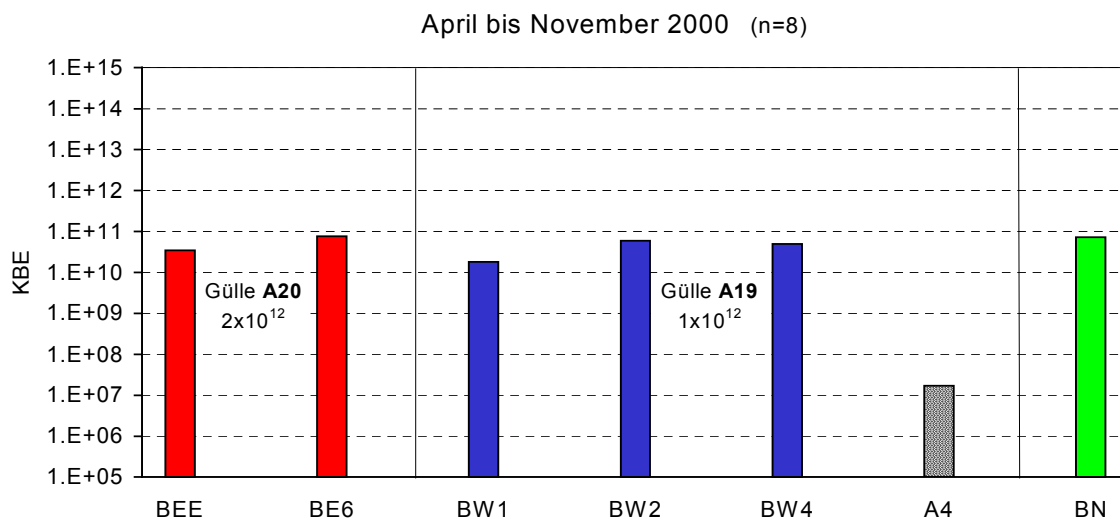
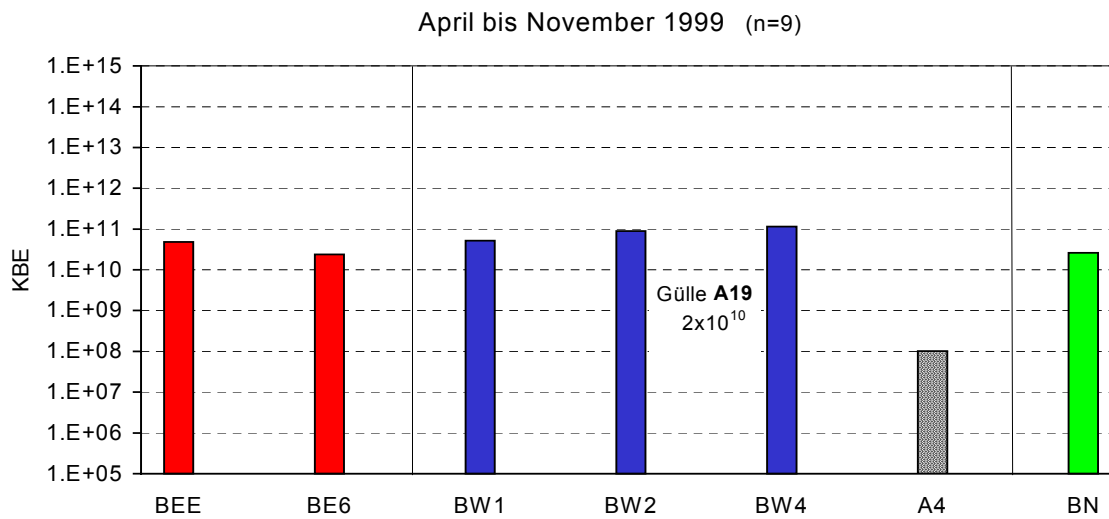
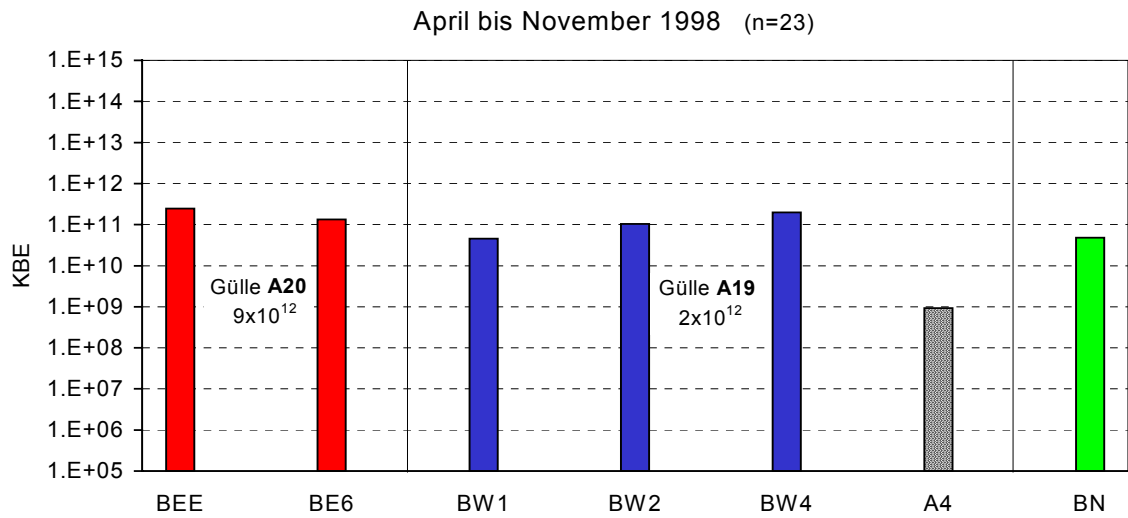


Abb. 8: Frachten an fäkalen Streptokokken im Messzeitraum April bis November

3.4 Beregnungsversuche

Mit Hilfe einer Beregnungsanlage (siehe 2.6.1) wurde das Versickerungsverhalten von Fäkalbakterien auf gedränten Flächen (siehe 2.6.2), über einem Trinkwassersammler (siehe 2.6.3) und über einem Halbschalenlysimeter (siehe 2.6.4) bei simuliertem Starkregen (50 mm in ca. 2,5 h) untersucht. Neben einer kontinuierlichen Aufzeichnung der Sickerwasserschüttung wurden die Probenahmen in kurzen Zeitabständen (5-minütig) durchgeführt. Oberflächenabfluss trat in keinem Beregnungsversuch auf.

3.4.1 Abflussganglinien

Der einsetzende Dränabfluss bis zu einer Stunde nach Beregnungsbeginn und der nahezu unmittelbare Rückgang der Dränschüttung nach Beenden der Beregnung (Abb. 9) weisen auf einen schnellen Wasserfluss im Boden hin, wie er ausschließlich in Grobporen erfolgen kann. Makroporen entstehen durch biogene Aktivität (z.B. Maulwürfe, Mäuse, Regenwürmer, Pflanzenwurzeln), durch die Quell-Schrumpfdynamik austrocknender tonhaltiger Böden oder durch Verwitterungsprozesse (Bouma 1981; Schwarz & Kaupenjohann 2001).

In den Dränausläufen wurden zwischen 7 % und 62 % der ausgebrachten Wassermenge gemessen, unabhängig von der mittleren Bodenfeuchte des Standorts (Korrelationskoeffizient $r=0,2$ bei einer Bodentiefe von 10-70 cm) (Edwards et al. 1993; Flury et al. 1994). Die höchsten Werte traten in einer von zahlreichen Mausgängen durchzogenen Wiese (siehe 2.6.2.2) auf. Bestimmend für den Gesamtabfluss sind somit vor allem die Anzahl an Makroporen und die „Saugleistung“ der Drän. Gächter (1988) fand 14 % des Niederschlags im Dränabfluss wieder, 21 % gelangten in das Grundwasser. Bei Richard & Steenhuis (1988) lagen die Wiederfindungsraten im Drän zwischen 2 % und 25 %. Auf Wiesen und Ackerland mit pflugloser Bearbeitungstechnik wird die Ausbildung und der Erhalt von Makroporen bis an die Oberfläche begünstigt, wohingegen durch Pflügen die Kontinuität von Poren im Oberboden zerstört und somit der Wasserfluss vermindert wird (Isensee et al. 1990; Singh & Kanwar 1991; Simard et al. 2000).

Die Beregnung ließ auch den Durchfluss des Trinkwassersammlers ähnlich dem der Dränen ansteigen. Hieraus lässt sich der Schluss ziehen, dass auch noch in 4,5 m Tiefe mit einem Makroporenfluss zu rechnen ist. Nach Beven & Germann (1982) wurden Grobporen sogar bis 10 m Tiefe nachgewiesen. Die Abflussganglinie erreichte im Gegensatz zu den Dränen ihr Maximum erst eine Stunde nach Beregnungsende (Abb. 9), was durch das erheblich größere Porenvolumen und einem entsprechenden Nachlauf erklärt werden kann.

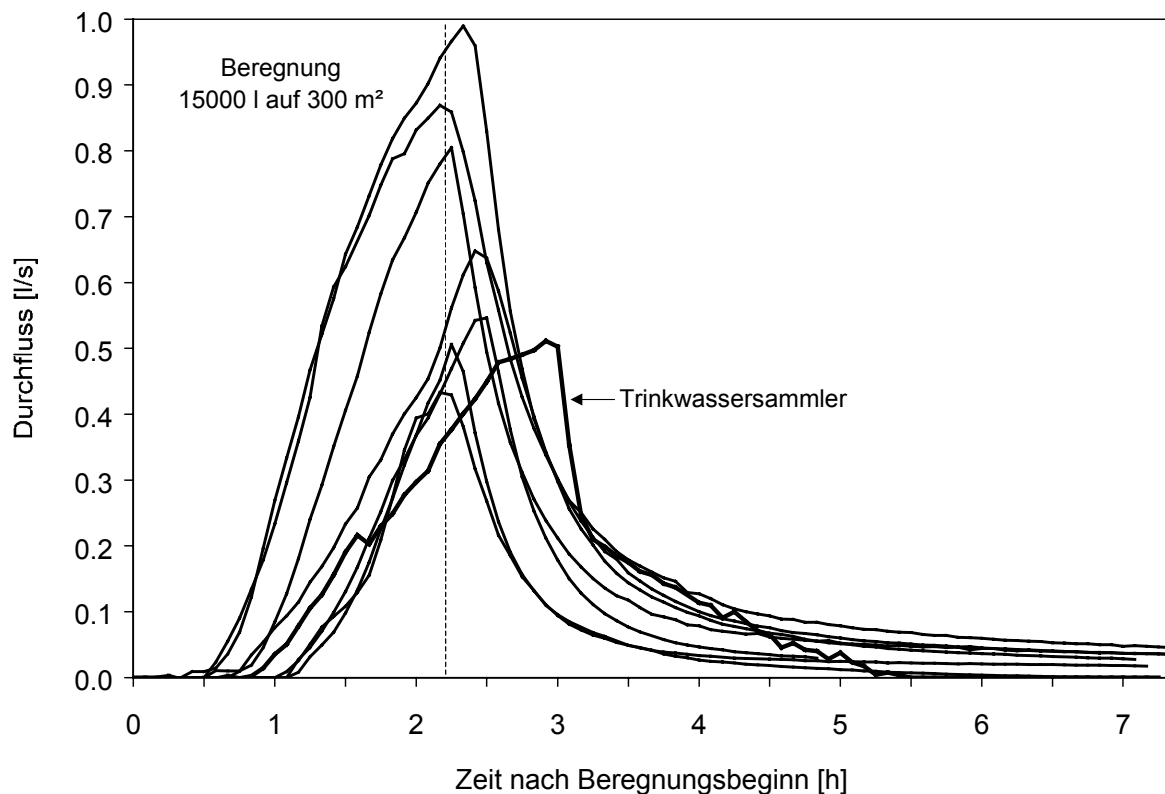


Abb. 9: Abflussganglinien von Dränen

3.4.2 Gedränte Flächen ohne Düngung

Zur Ermittlung der bakteriellen Grundbelastung im Boden wurde eine Beregnung auf den ungedüngten bzw. seit mehreren Monaten nicht mehr gedüngten Flächen jeweils ein bis mehrere Tage vor dem Ausbringen des Wirtschaftsdüngers durchgeführt („Nullberegnung“).

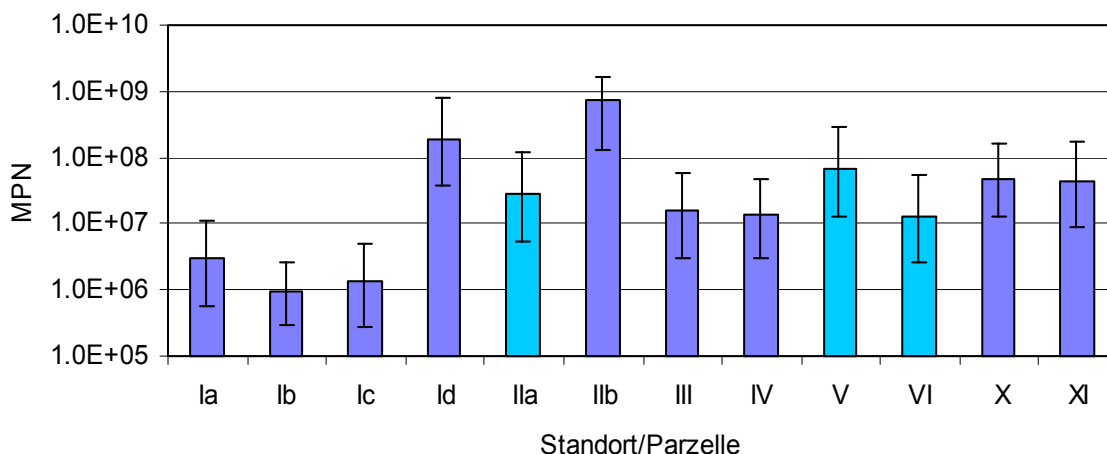


Abb. 10: Ausschwemmung von fäkalcoliformen Bakterien aus „ungedüngten“ Flächen (Frachten pro Beregnungsversuch; Angaben mit 95 % Vertrauensintervall)

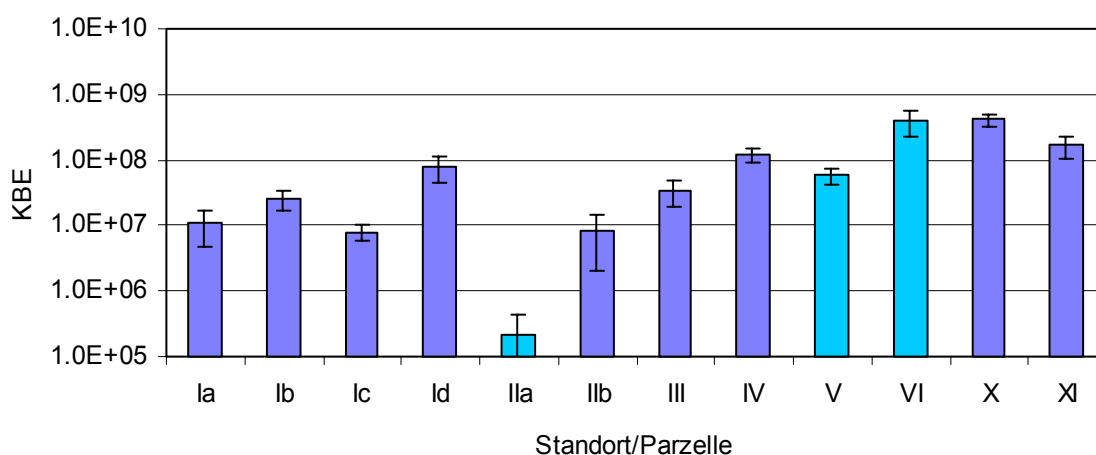


Abb. 11: Ausschwemmung von fäkalen Streptokokken aus „ungedüngten“ Flächen (Frachten pro Beregnungsversuch; Angaben mit 95 % Vertrauensintervall)

Legende zu Abb. 10 und 11:

	Standort/Parzelle	Beregnung	letzte Düngung vor Monaten
la	Feld West 1 (2.6.2.2)	09.05.00	8
lb	„	03.05.01	8
lc	„	03.09.01	4
ld	„	11.06.02	9
IIa	Feld West 2	10.05.00	----
IIb	„	17.06.02	13
III	Feld West 3	24.06.02	13
IV	Feld Ost 1	22.08.00	12
V	Feld Ost 2	23.08.00	----
VI	Feld Ost 3	28.08.00	----
X	Wiese EBE (2.6.2.3)	06.06.01	8
XI	Acker EBE (2.6.2.3)	20.08.01	6

Die Zahl an ausgeschwemmten fäkalcoliformen Bakterien lag bei den ungedüngten Parzellen (IIa, V, VI; Abb. 10) in der gleichen Größenordnung (logarithmische Darstellung) wie bei Flächen, auf denen die letzte Gabe von Gülle oder Mist vier bis dreizehn Monate zurücklag. Gleiches gilt für die fäkalen Streptokokken mit Ausnahme einer Beregnung auf dem Standort Feld West 2 (IIa; Abb. 11). Dies bedeutet zum einen, dass der Boden mit Fäkalbakterien vermutlich von Wildtieren belastet ist (Pattani et al. 1984). Warmblüter wie z.B. Rehe, Füchse und Vögel hinterlassen ihren Kot auf der Bodenoberfläche, Mäuse, Bisamratten und Maulwürfe dagegen teilweise in dem von ihnen gegrabenen Gangsystem. Zum anderen ist zu bemerken, dass vier Monate nach der Düngung keine eindeutig erhöhte Belastung an Fäkalbakterien im Dränabfluss mehr nachweisbar ist (Stoddard et al. 1998). Die mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Bakterien sind nach diesem Zeitraum abgestorben oder ausgeschwemmt worden.

Insgesamt variierte die Fracht an ausgeschwemmten Fäkalbakterien bis zu zwei Zehnerpotenzen. Dabei lagen die Unterschiede zwischen den Standorten in der gleichen Größenordnung wie bei wiederholten „Nullberegnungen“ auf der selben Parzelle (Ia-IId, IIa-IIb).

In der Literatur wird die Überlebensdauer von Fäkalbakterien im Boden mit mehreren Monaten angegeben (Edmonds 1976; Burton et al. 1987; Sherer et al. 1992), wobei die fäkalen Streptokokken i.d.R. robuster sind als die fäkalcoliformen Bakterien (Bauernfeind et al. 1981; Fernandez-Alvarez 1991; Cools et al. 2001). Nach Geldreich (1976) stirbt das vor allem im Rinderkot auftretende Bakterium *Streptococcus bovis* in der Umwelt schnell ab. Bei *Escherichia coli* wird dagegen eine Vermehrung unter günstigen Umweltbedingungen beschrieben (Daubner et al. 1981; Gagliardi & Karns 2000). Grundsätzlich sind die Überlebenschancen von Fäkalbakterien im Boden oder im Gewässersediment um ein Vielfaches größer als im Wasser (Daubner 1984; Burton et al. 1987; Sherer et al. 1992).

3.4.3 Gedränte Flächen mit Düngung

Zur Ermittlung des Auswaschungspotenzials von Fäkalbakterien über das Sickerwasser wurde auf Standorten mit unterschiedlicher Bewirtschaftung ein Starkregen (50 mm in ca. 2,5 h) unmittelbar nach Ausbringung von Gülle bzw. Mist simuliert und die Fracht an ausgeschwemmten Bakterien im Dränabfluss bestimmt. In Abbildung 12 und 13 sind die Mengen an ausgebrachten sowie über das Sickerwasser abgeflossenen fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken in logarithmischer Skalierung dargestellt. Über den Wirtschaftsdünger (750 l Gülle bzw. 1 t Mist) gelangten zwischen 10^9 und 10^{13} Fäkalbakterien auf die 300 m^2 großen Beregnungsflächen, wobei die Belastung mit Fäkalcoliformen größeren Schwankungen unterworfen war als mit fäkalen Streptokokken. Die höchsten Werte wurden jeweils bei Düngung mit Rindermist gemessen.

Der Gesamtaustrag über den Dränabfluss variierte zwischen 10^7 und 10^{11} fäkalcoliformen Bakterien und zwischen 10^8 und 10^{10} fäkalen Streptokokken. Hochgerechnet auf einen Hektar gedränte Fläche würde die Fracht von z.B. 10^{10} Fäkalcoliformen (in vier Versuchen überschritten) ausreichen, um 16.000 m^3 sauberes Wasser über den Grenzwert für Badegewässer zu belasten (siehe 2.1.4). Die Tatsache, dass in Deutschland ca. zwei Millionen Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche gedränt sind (Lennartz et al. 1997), macht ein erhebliches Gefährdungspotenzial in Hinblick auf die bakteriologisch-hygienische Belastung von Gewässern deutlich.

Die Fracht an Fäkalbakterien war im Dränabfluss um ca. 1-3 Zehnerpotenzen geringer als im ausgebrachten Wirtschaftsdünger. Nach Stagnitti et al. (1995) ist die Höhe der Austragsrate direkt abhängig von der Abflussmenge im Drän. Im Falle der fäkalen Streptokokken ist ebenfalls ein direkter Zusammenhang zu erkennen (Abb. 15). Diese Gram-positiven Bakterien adsorbieren fester an Bodenpartikel als Gram-negative (Kagawa 1971) und können daher mit zunehmender Flussrate im Makroporensystem stärker verfrachtet werden. Bei den Gram-negativen fäkalcoliformen Bakterien dagegen ist keinerlei Zusammenhang zwischen Abflussintensität und Wiederfindungsrate im Dränabfluss zu erkennen (Abb. 14).

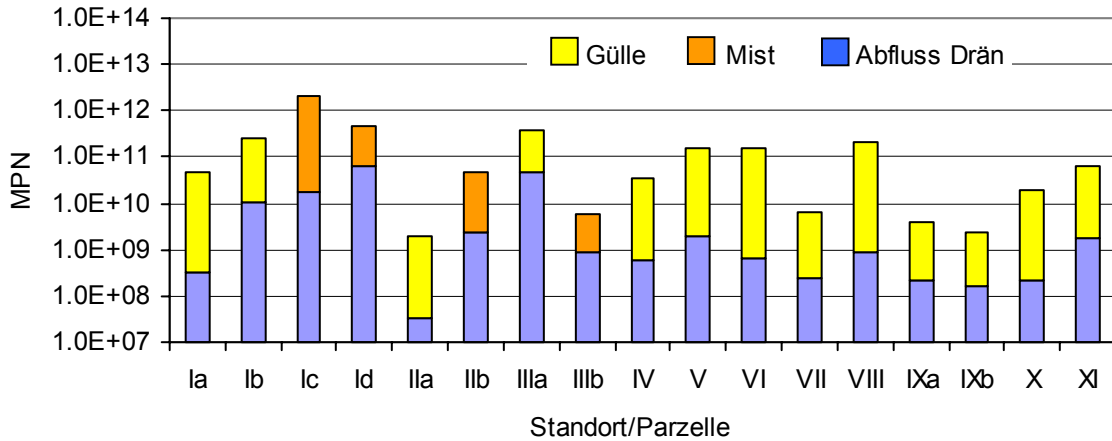


Abb. 12: Fäkalcoliforme Bakterien in Wirtschaftsdünger und Dränabfluss (Frachten pro Beregnungsversuch)

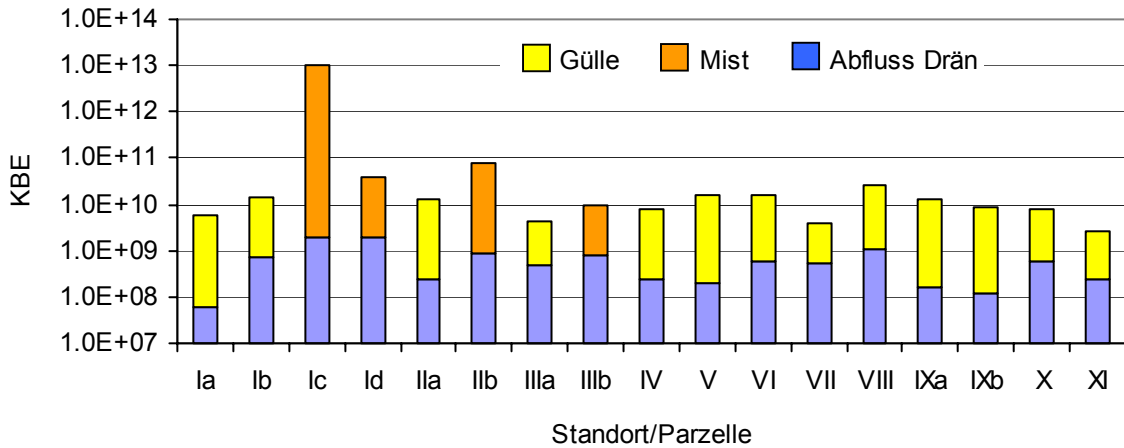


Abb. 13: Fäkale Streptokokken in Wirtschaftsdünger und Dränabfluss (Frachten pro Beregnungsversuch)

Legende zu Abb. 12 und 13:

	Standort/Parzelle	Beregnung	Bewirtschaftung
Ia	Feld West 1 (2.6.2.2)	31.08.99	Gülle-Pflug-Kreiselegge
Ib	„	07.05.01	Gülle auf Winterroggen
Ic	„	04.09.01	Mist auf Getreidestoppel
Id	„	12.06.02	Mist auf Klee gras
Ila	Feld West 2	15.05.00	Gülle auf Winterroggen
Ilb	„	18.06.02	Mist auf Klee gras
IIla	Feld West 3	16.05.00	Gülle auf Winterroggen
IIlb	„	25.06.02	Mist auf Klee gras
IV	Feld Ost 1	07.09.99	Pflug-Kreiselegge-Gülle
V	Feld Ost 2	30.08.00	Gülle (29.08.)-Pflug-Kreiselegge
VI	Feld Ost 3	29.08.00	Gülle-Pflug-Kreiselegge
VII	Wiese Ost	26.10.99	Gülle nach Mahd
VIII	Wiese West	09.11.99	Gülle nach Mahd
IXa	Acker A19 (2.6.2.1)	03.05.99	Gülle nach Aussaat Mais
IXb	„	15.06.99	Gülle auf Mais
X	Wiese EBE (2.6.2.3)	25.06.01	Gülle nach Mahd
XI	Acker EBE	22.08.01	Gülle nach Rapsernte

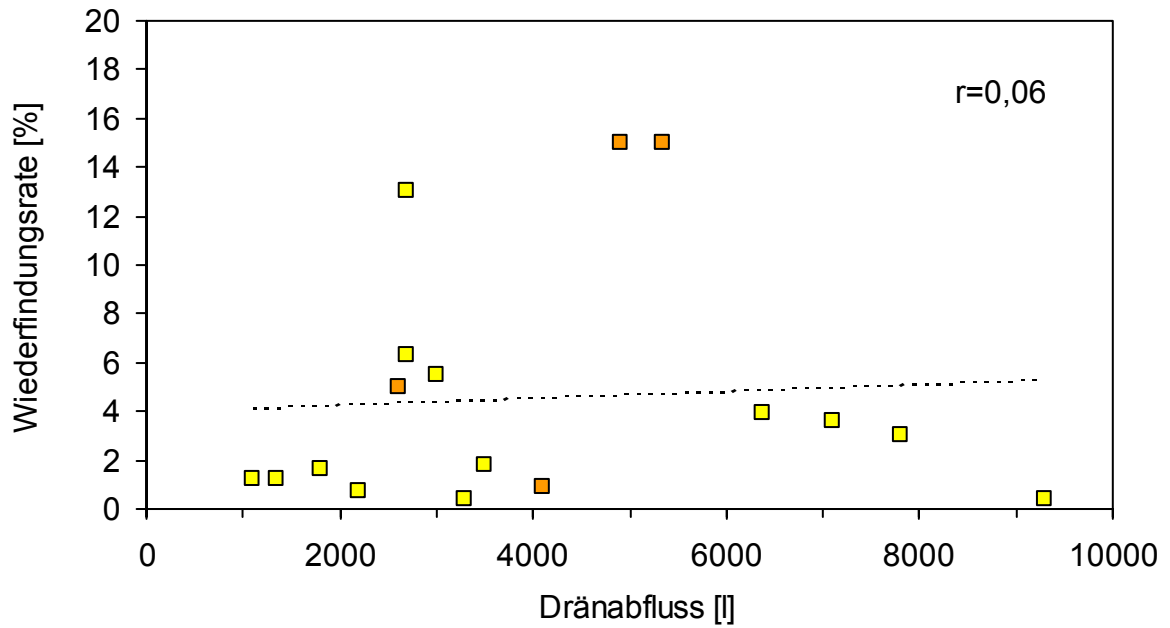


Abb. 14: Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien in Abhängigkeit vom Dränabfluss

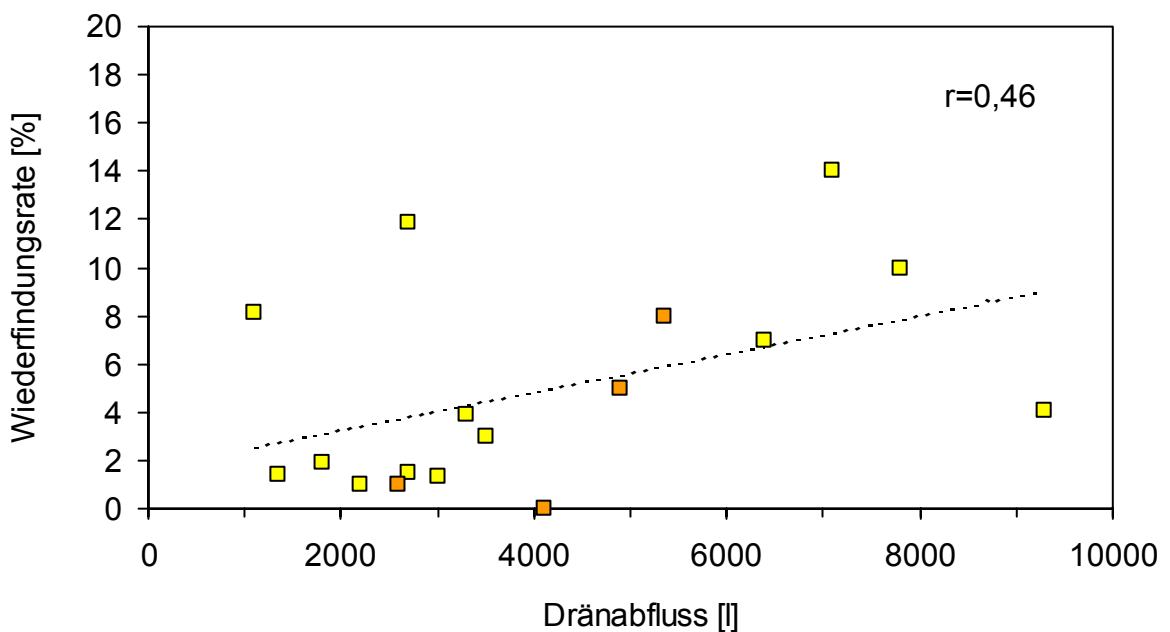


Abb. 15: Wiederfindungsraten von fäkalen Streptokokken in Abhängigkeit vom Dränabfluss

gelb: Gülle
braun: Festmist

Nach Flury (1996) und Schwarz & Kaupenjohann (2000) bestimmen Bodenstruktur und Bewirtschaftung im wesentlichen das Auswaschungspotenzial von Fäkalbakterien. Gegensätzliche Ergebnisse wurden von Patni et al. (1984) und Stoddard (1998) berichtet. In Tabelle 3 sind die Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken im Dränwasser möglichen Einflussgrößen wie Standort, Bewuchs und Bodenbearbeitung gegenübergestellt.

Der Gesamtaustrag über den Dränabfluss variierte bei den Beregnungsversuchen zwischen 0,05 % und 14,7 % der mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Fäkalbakterien. Ähnliche Wiederfindungsraten sind in der Literatur u.a. auch für Pflanzenschutzmittel, Phosphat und Chlorid beschrieben (Gächter et al. 1988; Richard & Steenhuis 1988; Flury 1996; Lennartz et al. 1997). Kennzeichnend für den schnellen Stofftransport in Böden ist, dass unterschiedlich reaktive Stoffe unabhängig von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften mit vergleichbarer Geschwindigkeit im Boden verlagert werden. Interaktionen zwischen Stoff und Boden sowie Abbauprozesse spielen bei der Stoffverlagerung keine wesentliche Rolle (Dils & Heathwaite 1999).

Die Wiederfindungsraten von Fäkalbakterien im Dränabfluss lassen keine deutliche Abhängigkeit vom Standort, der Art der Bewirtschaftung sowie der Bodenbearbeitung erkennen. Verschiedene Beregnungsflächen (Parzellen) eines Schlages weisen eine ähnliche Variabilität in der Ausschwemmung auf (vgl. Ib, IIa, IIIa oder Id, IIb, IIIb in Tab. 3) wie unterschiedlich bewirtschaftete Standorte. Lediglich bei Ausbringung von Gülle nach der Bodenbearbeitung (Ia, VI, IV, V) wurden etwas geringere Wiederfindungsraten registriert als bei Düngung auf ungestörtem Boden, wobei im letzteren Fall kein Unterschied zwischen Ackerstandorten und Grünland zu beobachten war. Geringe Bodenbearbeitung begünstigt das Entstehen bzw. den Erhalt von Makroporen wie Trockenrissen (Schindler 1984), Mäusegängen oder Regenwurmröhren (Edwards et al. 1989; Simard et al. 2000).

Die Ausbringung von Gülle 24 Stunden vor Bodenbearbeitung und Beregnung führte zu keinem Rückgang der Wiederfindungsrate (vgl. V mit Ia, VI, IV in Tab. 3). Bei den Beregnungsversuchen wurde die Gülle nach der Schleppschlauchmethode streifenförmig ausgebracht (siehe 2.6.2). Diese Streifen („Güllefladen“) bieten den Fäkalbakterien über einen gewissen Zeitraum Schutz vor atmosphärischen Einflussgrößen

Tab. 3: Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien (FC) und fäkalen Streptokokken (FS) im Dränwasser in Abhängigkeit von Standort, Bewuchs und Bodenbearbeitung

Standort/Parzelle I-IX: Tertiäres Hügelland (Lkr. Pfaffenhofen, Obb.)

Standort/Parzelle X, XI: Jungmoränengebiet (Lkr. Ebersberg, Obb.)

(siehe Legende zu Abb. 12 und 13)

Standort/ Parzelle	FC	FS	Standort/ Parzelle	FC	FS
Ia VI	Bodenbearbeitung Gülle-Pflug-Kreiselegge		IV	Bodenbearbeitung Pflug-Kreiselegge-Gülle	
	0,7 %	1,0 %		1,8 %	3,1 %
VI	0,4 %	3,9 %			
	Gülle auf Winterroggen vor Ährenschieben		XI	Gülle nach Rapsernte vor Bodenbearbeitung	
Ib	4,0 %	6,9 %		2,8 %	9,9 %
IIa	1,7 %	1,8 %			
IIIa	11,8 %	11,4 %			
IXa	Gülle nach Aussaat Mais		IXb	Gülle auf Mais	
	5,4 %	1,2 %		6,4 %	1,4 %
X	Gülle auf Wiese jährlich 4-mal Mahd		VII VIII	Gülle auf Wiese jährlich eine Mahd	
	1,2 %	8,1 %		3,6 %	14,2 %
V	Gülle 24 h vor Bodenbearbeitung Pflug-Kreiselegge				
	1,2 %	1,3 %			
Id IIb IIIb	Mist auf Klee gras		Ic	Mist nach Getreideernte vor Bodenbearbeitung	
	14,7 %	5,1 %		0,9 %	0,05 %
	4,9 %	1,1 %			
IIIb	14,7 %	8,3 %			

wie z.B. der UV-Strahlung, sodass selbst eine 12-stündige intensive Sonneneinstrahlung zu keinem erkennbaren Rückgang der Keimzahl führte (Hurst et al. 1980 a und b).

Das Ausschwemmungspotenzial von Fäkalbakterien aus Festmist lag im gleichen Größenbereich wie bei Gülle. Die vergleichsweise niedrigen Wiederfindungsraten bei dem Beregnungsversuch auf Parzelle Ic (Tab. 3) sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass mit dem bakteriell hoch belasteten Frischmist (Abb. 13) auch mehr gegen Umwelteinflüsse sensible Fäkalbakterien ausgebracht wurden, was eine entsprechend hohe Mortalität während des Auswaschungsprozesses zur Folge hatte.

Mit 4,5 % lag die durchschnittliche Wiederfindungsrate (n=17) bei den fäkalcoliformen Bakterien geringfügig unter dem Wert von 4,8 % bei den fäkalen Streptokokken. Insgesamt sind somit keine eindeutigen Unterschiede in der Widerstandsfähigkeit gegenüber äußeren Einflüssen (Tenazität) und im Adsorptionsverhalten an Bodenpartikel zu erkennen.

Zur Klärung des Auswaschungsverhaltens von Fäkalbakterien bei aufeinanderfolgenden Niederschlagsereignissen wurde in drei Versuchsansätzen nach dem Ausbringen von Gülle bzw. Mist (Ib, XI, Ic in Tab. 3) wiederholt ein Starkregen von 50 mm simuliert. Die Zeitspanne zwischen der ersten und dritten Beregnung betrug zwei Wochen. Zusätzlich zu den bakteriologisch-hygienischen Parametern wurde die Verfrachtung von Ammonium und Phosphat über das Sickerwasser ermittelt.

Nach der Ausbringung von Wirtschaftsdünger erhöhte sich die Fracht an fäkalcoliformen Bakterien im Dränabfluss gegenüber der Grundbelastung (vgl. 3.4.2) um drei bis vier Zehnerpotenzen (Abb. 16; logarithmische Darstellung). Eine wesentlich geringere Zunahme bis Faktor 100 war bei den fäkalen Streptokokken zu beobachten. Im zweiten und dritten Beregnungsversuch nach Düngung ging die fäkale Belastung des Dränwassers i.d.R. um jeweils eine Zehnerpotenz zurück. Teilweise sanken die Werte auf das Niveau der Grundbelastung. Bei den fäkalen Streptokokken wurden jedoch auch nahezu gleichbleibende Frachten registriert (XI, Ic; siehe Legende zu Abb. 12 und 13). Diese Ergebnisse machen deutlich, dass wiederholter Starkregen nach Düngung zu einer erneuten Ausschwemmung von Fäkalbakterien führen kann.

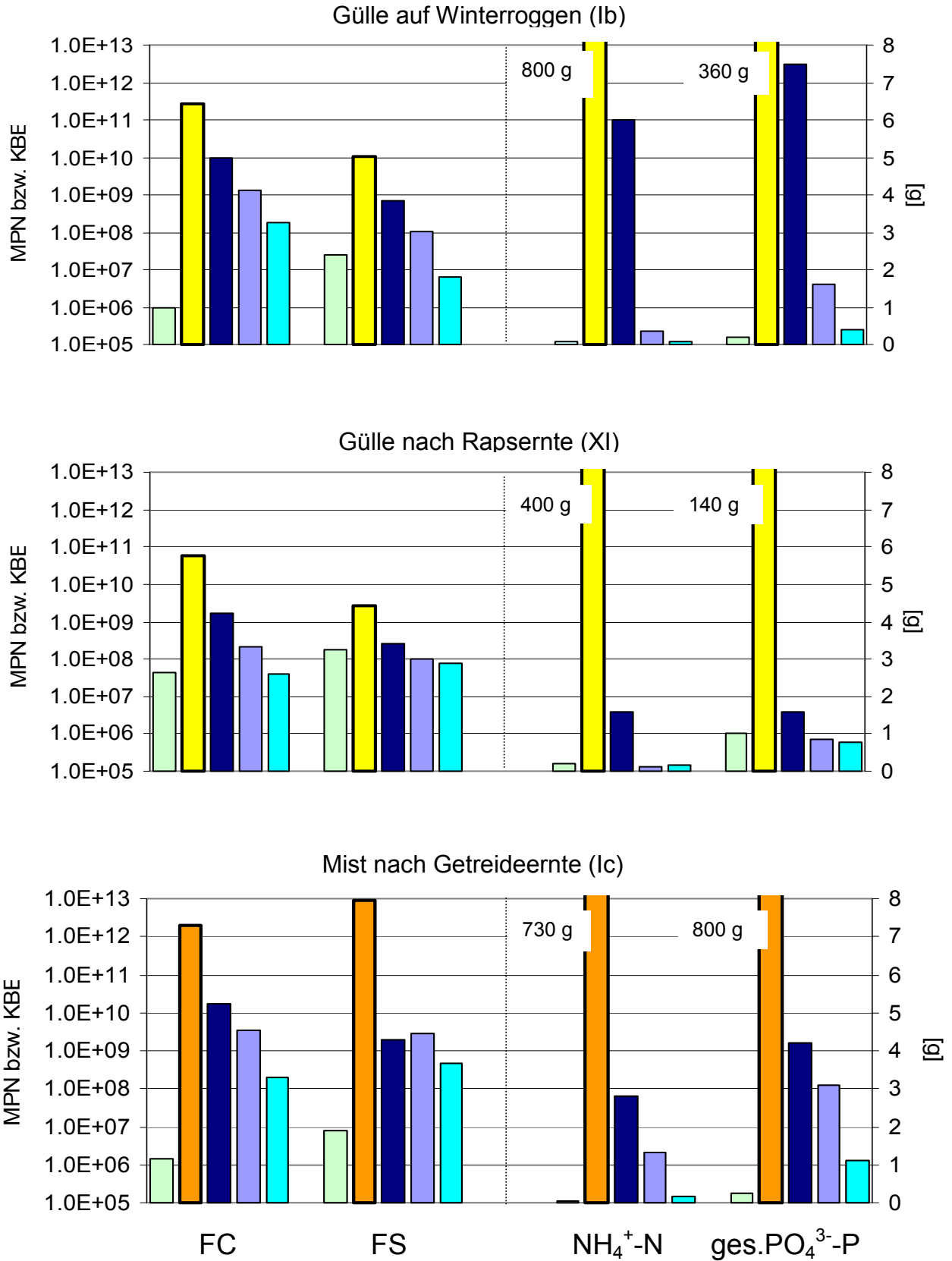


Abb. 16: Frachten an fäkalcoliformen Bakterien (FC), fäkalen Streptokokken (FS), Ammonium und Gesamtphosphat in Wirtschaftsdünger und Dränabfluss bei einer Vorberegnung und drei Beregnungen

■ Vorberegnung
 ■ Gülle
 ■ Mist
 ■ 1. Beregnung
 ■ 2. Beregnung
 ■ 3. Beregnung

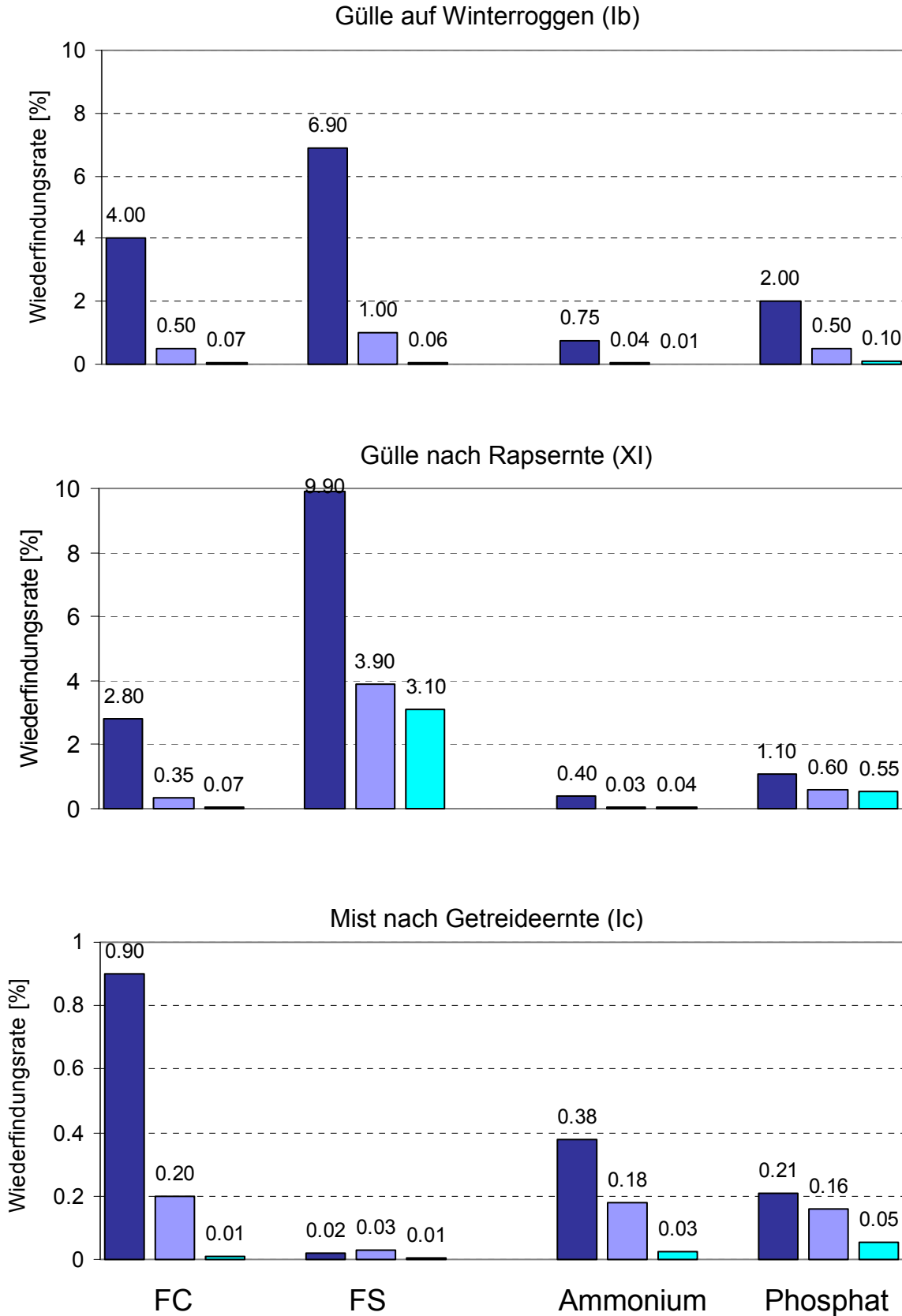


Abb. 17: Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien (FC), fäkalen Streptokokken (FS), Ammonium und Gesamtposphat im Dränabfluss nach drei Berechnungen

■ 1. ■ 2. ■ 3. Berechnung

Das Ausbringen von Gülle oder Mist hatte auch eine Erhöhung der Nährstofffracht im Dränabfluss zur Folge. Während die Fracht an Ammonium-Stickstoff und phosphatgebundenem Phosphor bei den ungedüngten Flächen z.T. weit unter einem Gramm lag, wurden unmittelbar nach der Düngung Werte bis zu 7,5 Gramm ermittelt (Abb. 16). Die zweite und dritte Beregnung nach Düngung führte zu einem kontinuierlichen Rückgang der Nährstofffracht im Dränwasser. In manchen Fällen wurden wieder die Werte von ungedüngten Flächen erreicht. Aus ökonomischer Sicht ist der Nährstoffverlust über den Auswaschungspfad Sickerwasser als sehr gering zu bewerten. Unter ökologischen Gesichtspunkten jedoch ist vor allem die Fracht an ausgeschwemmtem Phosphat als gewässerbelastend einzustufen. So führt der Eintrag von z.B. einem Gramm Phosphat-P zur Eutrophierung von ca. 20 m³ nährstoffarmen Wasser (Schwoerbel 1980).

Die Wiederfindungsraten von Fäkalbakterien und Nährstoffen lagen fast durchwegs in der gleichen Größenordnung (Abb. 17). Das relativ mobile Ammonium wurde gleichermaßen ausgeschwemmt wie Phosphat mit seiner hohen Affinität zur mineralischen Bodenphase. Dies weist nochmals auf einen schnellen Stofftransport in bevorzugten Fließbahnen (preferential flow) hin, in dem die Kontaktzeit zur Bodensubstanz zu kurz ist, als dass sich ein Sorptionsgleichgewicht einstellen könnte (Lennartz et al. 1997).

Eine Aufspaltung der Bakterienfrachten über drei Zeitintervalle (Beginn Dränfluss - 1 h Dränfluss, 1 h Dränfluss - 2 h Dränfluss, 2 h Dränfluss - Ende Dränfluss) zeigt keinen eindeutigen zeitlich abhängigen Trend in der Belastung des Dränflusses mit Fäkalbakterien während der Beregnungen (Abb. 18 und 19). Am häufigsten sind Belastungsspitzen im dritten Zeitintervall wiederzufinden. Die bakteriellen Frachten variierten innerhalb der Zeitabschnitte eines Beregnungsversuches in der Größenordnung von einer Zehnerpotenz (logarithmische Darstellung). Im Falle der fäkalcoliformen Bakterien wurden in der ersten Stunde des Dränflusses Frachten bis über 10¹⁰ Keime, bei den fäkalen Streptokokken Werte bis über 10⁸ Keime erreicht. Unter Berücksichtigung, dass der Dränabfluss bei den Beregnungsversuchen im Durchschnitt bereits nach 18 mm Niederschlag einsetzte, ist schon bei Regenereignissen ab einer Stärke von ca. 20 mm mit einer Beeinträchtigung der hygienischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern und Grundwasser zu rechnen.

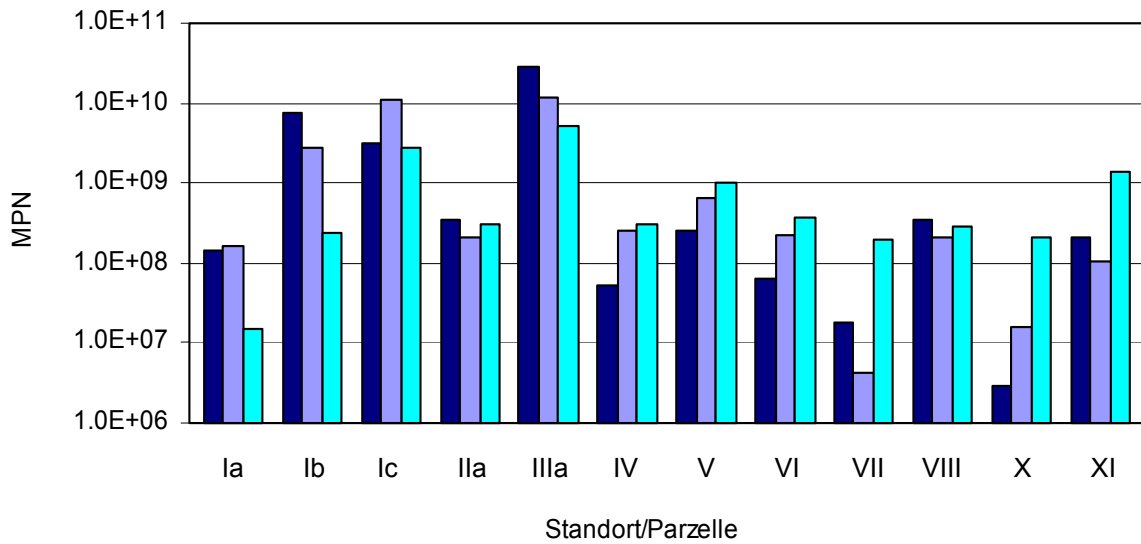


Abb. 18: Fäkalcoliforme Bakterien im Dränabfluss (Frachten pro Zeiteinheit)

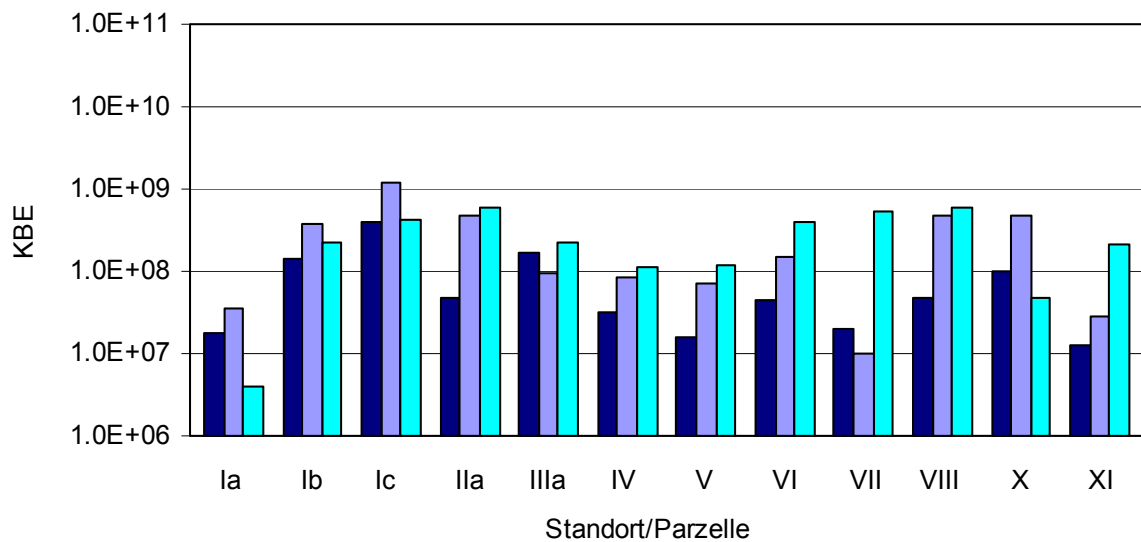


Abb. 19: Fäkale Streptokokken im Dränabfluss (Frachten pro Zeiteinheit)

Legende zu Abb. 18 und 19:

- Beginn Dränfluss – 1 h Dränfluss
- 1 h Dränfluss – 2 h Dränfluss
- 2 h Dränfluss – Ende Dränfluss

Erläuterungen zu Standort/Parzelle bei Abbildung 12 und 13 in 3.4.3

3.4.4 Trinkwassersammler

Wie bereits in 3.4.1 erwähnt, ließen die Beregnungen auch den Grundabfluss eines 4,5 m tief gelegenen ehemaligen Trinkwassersammlers ansteigen. Zur Ermittlung der bakteriellen Belastung, die ausschließlich auf die Beregnungsversuche zurückzuführen ist, wurden die im Sammler gemessenen Frachten abzüglich der bakteriellen Belastung des Grundabflusses vor Beregnung korrigiert.

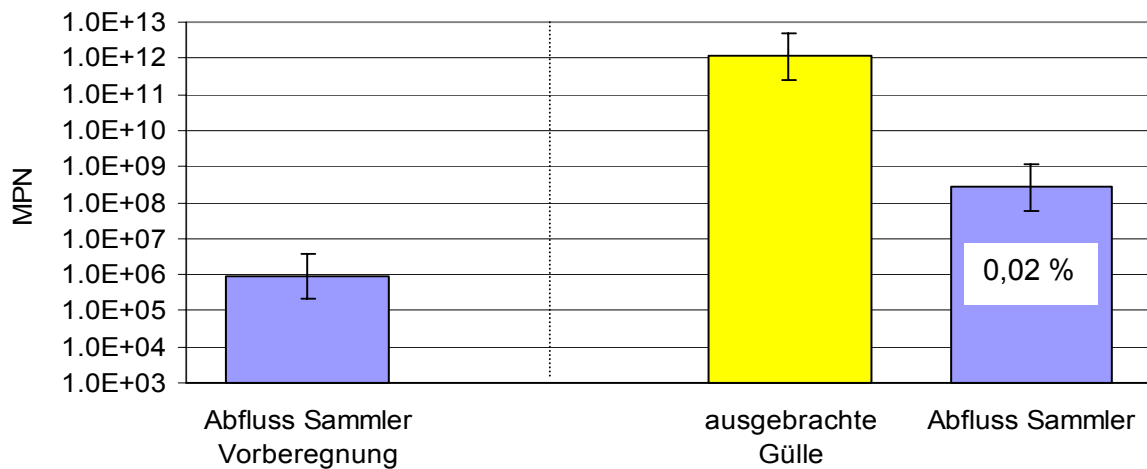


Abb. 20: Fäkalcoliforme Bakterien im Abfluss eines Trinkwassersammlers vor und nach Gülledüngung (Frachten pro Beregnungsversuch)
(Angaben mit 95 % Vertrauensintervall und Wiederfindungsrate)

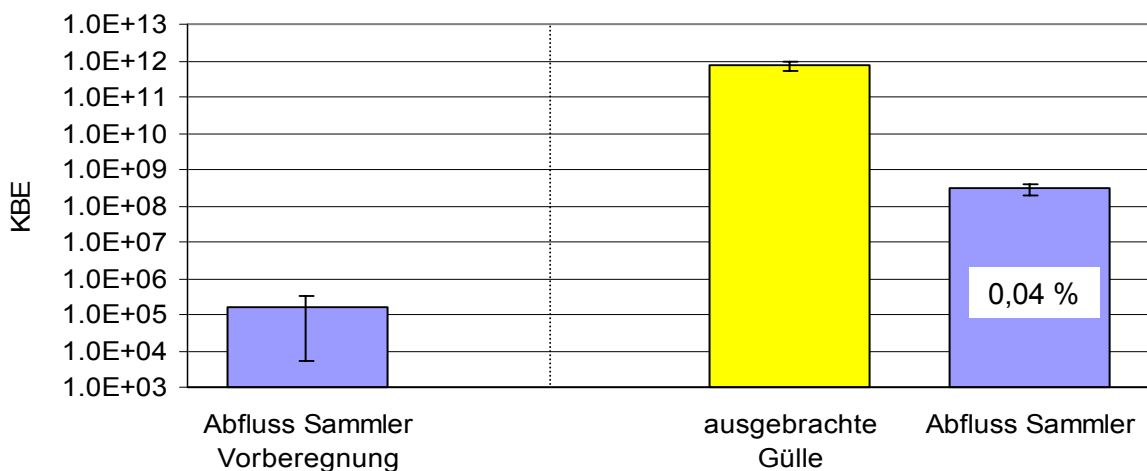


Abb. 21: Fäkale Streptokokken im Abfluss eines Trinkwassersammlers vor und nach Gülledüngung (Frachten pro Beregnungsversuch)
(Angaben mit 95 % Vertrauensintervall und Wiederfindungsrate)

Die Simulierung eines Starkregens auf die ungedüngte Versuchsfläche führte zu einer zusätzlichen Belastung des Sammlerabflusses mit im Boden befindlichen Fäkalbakterien. Auch wenn die Zahl an ausgeschwemmten fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken i.d.R. um ein bis drei Zehnerpotenzen unter den Werten von ungedüngten gedrännten Flächen lag (Abb. 20 und 21; vgl. 3.4.2), ist bei Regenereignissen somit die Gefahr einer bakteriellen Verunreinigung von oberflächennahem Grundwasser auch außerhalb landwirtschaftlich intensiv genutzter Gebiete gegeben. Tschirsich et al. (2002) sahen ebenfalls die Begüllung und Beweidung nicht als alleinige Ursache für *E. coli*-Vorkommen im Grundwasser an, da auch in Wassereinzugsgebieten ohne landwirtschaftliche Bodennutzung *E. coli* nachzuweisen war.

Nach der Ausbringung von Gülle stieg die Fracht an Fäkalbakterien im 4,5 m tief gelegenen Trinkwassersammler um zwei (FC) bis drei (FS) Zehnerpotenzen gegenüber der Vorberegnung an und erreichte teilweise die Werte von Dränabflüssen (vgl. 3.4.3). Der Gesamtaustrag über den Sammlerabfluss lag mit 0,02 % (FC) bzw. 0,04 % (FS) der mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Fäkalbakterien um den Faktor 100 unter den Wiederfindungsraten gedränkter Flächen. Dieser deutliche Unterschied gegenüber den in maximal 1,2 m Tiefe verlegten Dränen kann mit den längeren Fließwegen des Sickerwassers und der damit erhöhten Kontaktzeit zur Bodensubstanz erklären werden. Die Tatsache, dass nahezu ein Promille (10^8 - 10^9 Fäkalbakterien) der in der Gülle enthaltenen Fäkalbakterien mit dem Sickerwasserstrom bis 4,5 m Tiefe verfrachtet wurde, macht aus bakteriologisch-hygienischer Sicht das Risiko bei der Ausbringung von organischem Wirtschaftsdünger im Einzugsgebiet von Trinkwasserfassungen mit oberflächennahem Grundwasser deutlich.

3.4.5 Halbschalenlysimeter

Eine Vielzahl der in der Literatur vorgestellten Daten zur vertikalen Verlagerung von Bakterien wurden anhand von Säulen- bzw. Lysimeterversuchen teilweise unter Laborbedingungen gewonnen (Damgaard-Larsen et al. 1977; Liu 1982; Zyman & Sorber 1988; Stoddard 1998; Troxler et al. 1998). Der Einsatz von standardisierbaren Mikrokosmen hat einige Vorteile gegenüber Feldversuchen, wie z.B. kontrollierbare klimatische Bedingungen oder erleichtertes Monitoring von ausgebrachten Stoffen und Organismen. Diese kleinräumigen Systeme können jedoch nicht die Komplexität des Bodens und des Klimas simulieren, wie es unter natürlichen Bedingungen vorzufinden ist. Großflächige Freilandlysimeter stellen somit ein nützliches Bindeglied zwischen Mikrokosmen und Freiland dar. Unter diesem Gesichtspunkt wurden Beregnungsversuche auf einer 150 m² großen Fläche über einem Halbschalenlysimeter durchgeführt (siehe 2.6.4). Ein Vergleich der Ausschwemmungsraten mit den Werten von gedränten Flächen ergibt zusätzliche Hinweise zur Übertragbarkeit von Lysimeterdaten auf die Ebene von Landschaftsausschnitten.

Der Abfluss setzte im Lysimeter bereits 15-60 Minuten nach Beregnungsbeginn ein, unabhängig von der Tiefe der Schalen (Schale I-III: 90 cm, Schale IV-VI: 150 cm; siehe 2.6.4). Dies weist zum wiederholten Mal auf einen schnellen Wasserfluss im Boden hin, wie er ausschließlich über Makroporen erfolgen kann. Insgesamt wurden über das Lysimeter zwischen 4 % und 6 % der ausgebrachten Wassermenge abgeleitet, ein Wert, der z.T. erheblich unter dem von Dränen liegt (7-62 %; vgl. 3.4.1). Unter Berücksichtigung, dass die Beregnungsfläche strahlenförmig von Halbschalen durchzogen war und die Gesamtlänge der sechs Halbschalen mit 30 Metern der Länge eines Dränstranges unterhalb der Beregnungsfläche entsprach, kann dieser Unterschied nur mit einer effizienteren Saugleistung der Dränen erklärt werden.

Die Abflusswerte der sechs Halbschalen wichen sowohl während der Beregnungsversuche als auch über das Jahr 2002 hochgerechnet sehr deutlich voneinander ab (Abb. 22). Der prozentuale Anteil am Lysimetergesamtabfluss reichte von 3 % bis nahezu 50 %. Diese Schwankungen sind auf einen unterschiedlich starken Kontakt zum Makroporensystem zurückzuführen. Auffallend ist auch die Veränderung mancher Schalenabflüsse in den vier aufeinanderfolgenden Beregnungsversuchen. So

konnte sich der Anteil von Halbschale II am Gesamtabfluss verdoppeln während sich der Wert von Schale IV halbierte. Verantwortlich hierfür ist die Quell-/Schrumpfdynamik des Bodens zu machen, die zum Entstehen, Vergrößern und auch Kollabieren von Poren führen kann.

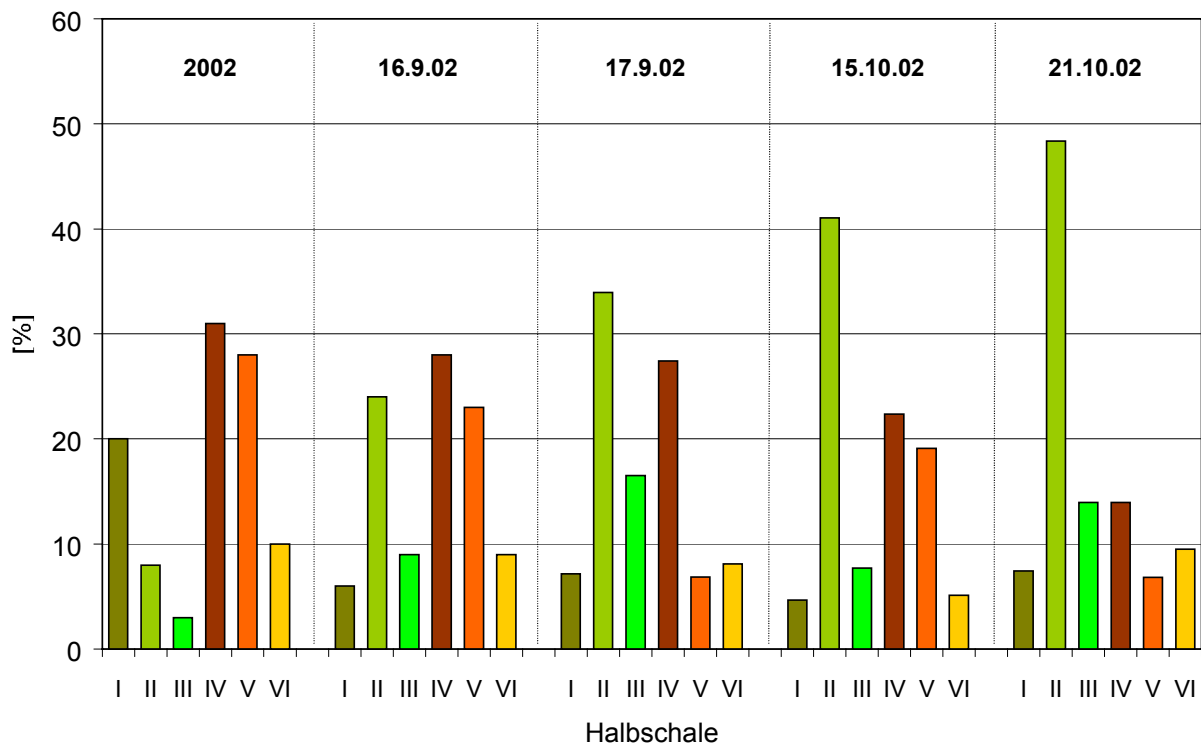


Abb. 22: Prozentualer Anteil des Halbschalenabflusses am Lysimetergesamtabfluss (Halbschale I, II, III in 90 cm und IV, V, VI in 150 cm Tiefe)

Eine Düngung mit abgelagertem Mist (Lagerzeit ca. 1,5 Jahre) ließ die Fracht an ausgeschwemmten fäkalcoliformen Bakterien gegenüber der „Nullberegnung“ ohne Düngung um zwei Zehnerpotenzen ansteigen (Abb. 23; logarithmische Darstellung), während die Gesamtabflusswerte bei den fäkalen Streptokokken nahezu unverändert blieben (Abb. 24). Bei Letzteren wurde allerdings eine deutlich höhere Grundbelastung gemessen. Vier Wochen nach Ausbringung von Mist war keine signifikante Erhöhung der bakteriellen Belastung gegenüber der ersten „Nullberegnung“ mehr zu beobachten. Nach einer Düngung mit Frischmist stieg die Gesamtfracht an ausgeschwemmten Fäkalbakterien um den Faktor 1000 auf Werte von 10^9 Keimen an und erreichte damit die Größenordnung von gedrähten Flächen (vgl. Abb. 12/13 in 3.4.3).

Ein Vergleich der beiden Düngeversuche zeigt, dass mit der Ausbringung von abgelagertem Festmist die bakterielle Belastung des Sickerwassers erheblich reduziert werden kann (siehe 3.5).

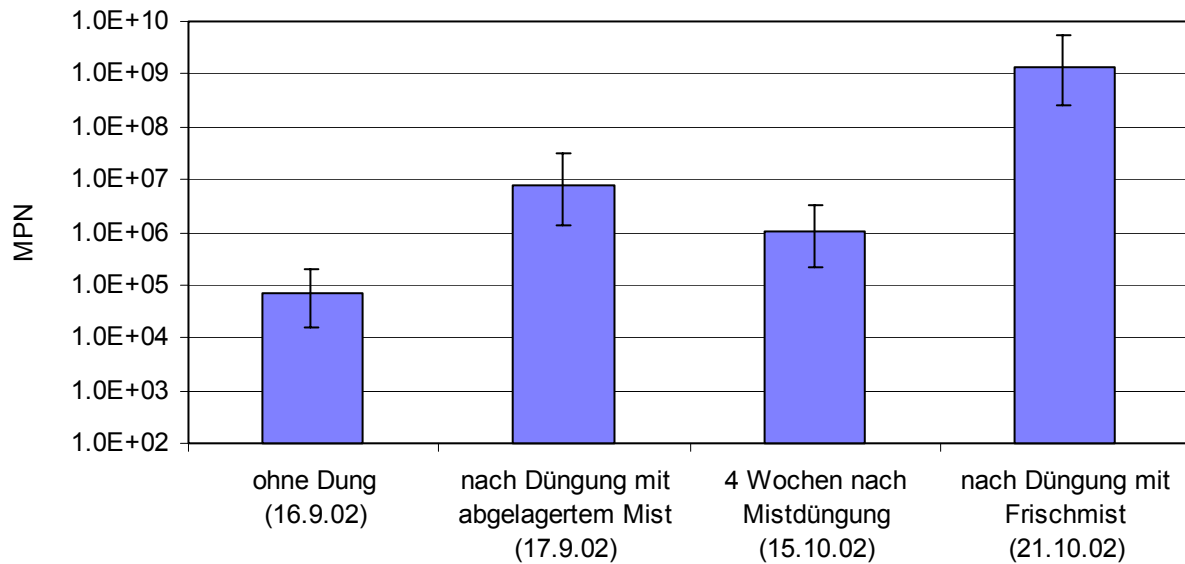


Abb. 23: Fäkalcoliforme Bakterien im Gesamtabfluss des Halbschalenlysimeters (Frachten pro Beregnungsversuch; Angaben mit 95 % Vertrauensintervall)

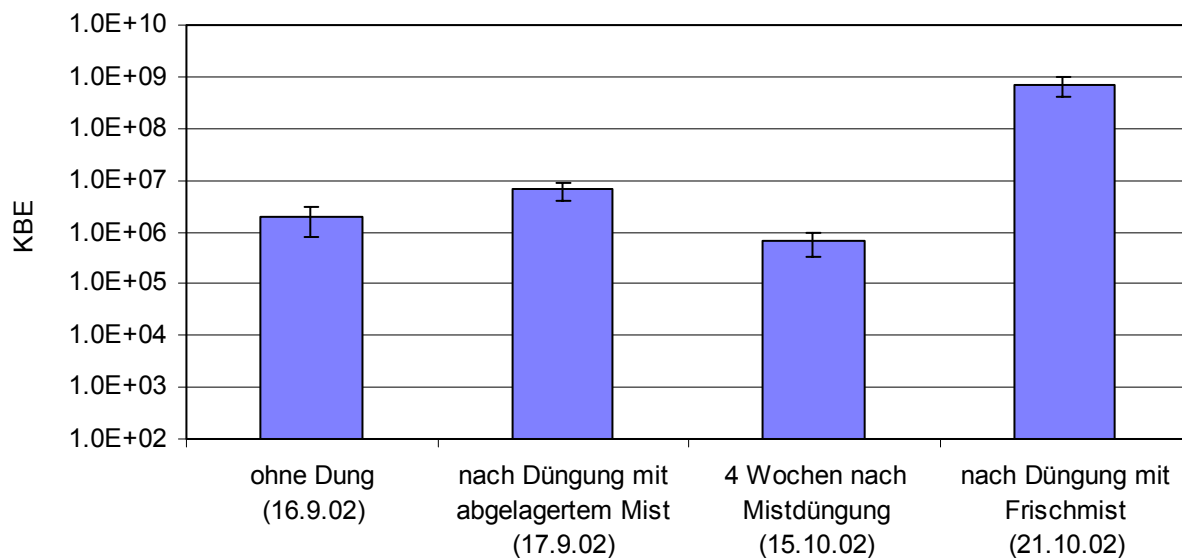


Abb. 24: Fäkale Streptokokken im Gesamtabfluss des Halbschalenlysimeters (Frachten pro Beregnungsversuch; Angaben mit 95 % Vertrauensintervall)

Über den Halbschalenabfluss wurden 0,02 % der ausgebrachten fäkalcoliformen Bakterien und 0,2 % der fäkalen Streptokokken ausgeschwemmt (Mediane; Abb.25). Die Wiederfindungsraten lagen in den Dränabflüssen um mehr als das 10-fache (FS) bzw. 100-fache (FC) über diesen Werten. Bei Betrachtung einzelner Halbschalen (je 5 m Länge) wird das Auswaschungspotential von Fäkalbakterien somit weit unterschätzt. Zudem sind die Wiederfindungsraten aufgrund der inhomogenen Verteilung von Makroporen im Boden starken Schwankungen unterworfen. Wie im Falle der Dränen (vgl. Abb. 14 und 15 in 3.4.3) ist die Austragsrate der Streptokokken direkt abhängig von der Abflussmenge der Halbschale (Abb. 27), während bei den Fäkalcoliformen keinerlei Zusammenhang zwischen Abflussintensität und Wiederfindungsrate zu erkennen ist (Abb. 26).

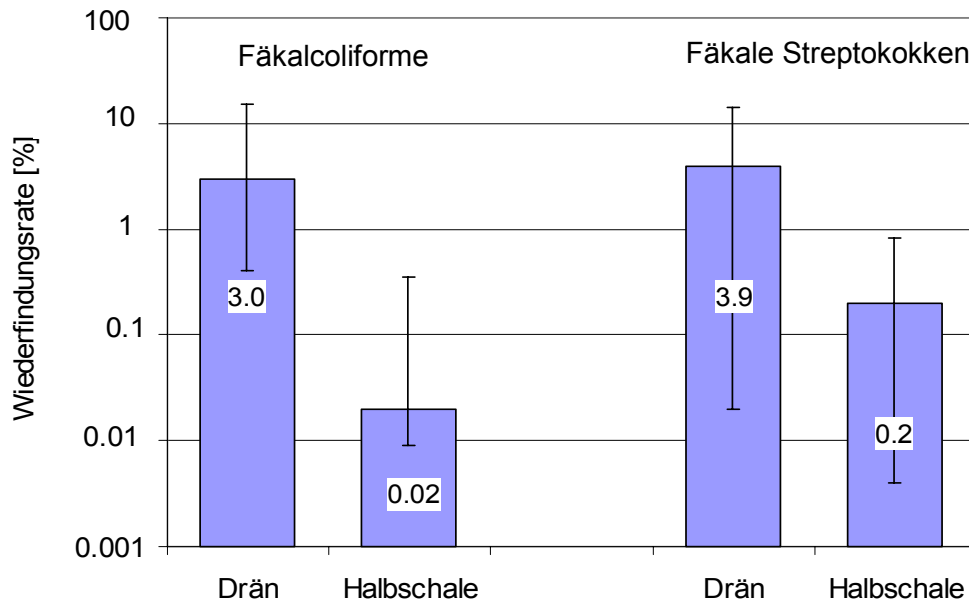


Abb. 25: Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken in Dränabfluss und Lysimeterhalbschale
Mediane mit Angabe des Gesamtintervalls (Drän: n=17; Halbschale: n=12)

Eine Gegenüberstellung der Wiederfindungsraten aus dem Gesamtabfluss des Lysimeters (Summe aller Halbschalen) und dem Dränabfluss (Median) zeigt eine deutliche Annäherung der Werte (Abb. 28). Wie bereits erwähnt, weisen in diesem Fall die Summe aller Halbschalen und der Dränabschnitt die gleiche Länge auf. Unter Berücksichtigung dieser Berechnungskriterien können die am Lysimeterstandort ermittelten Ausschwemmungsraten von Fäkalbakterien auf die Ebene von

Landschaftsausschnitten übertragen werden. Daraus ist zu folgern, dass großflächig angelegte Freilandlysimeter zumindest annäherungsweise die Komplexität und Inhomogenität des Bodens simulieren und somit wertvolle Daten zur Beschreibung des Sickerwasserflusses und Stofftransportes unter natürlichen Bedingungen liefern.

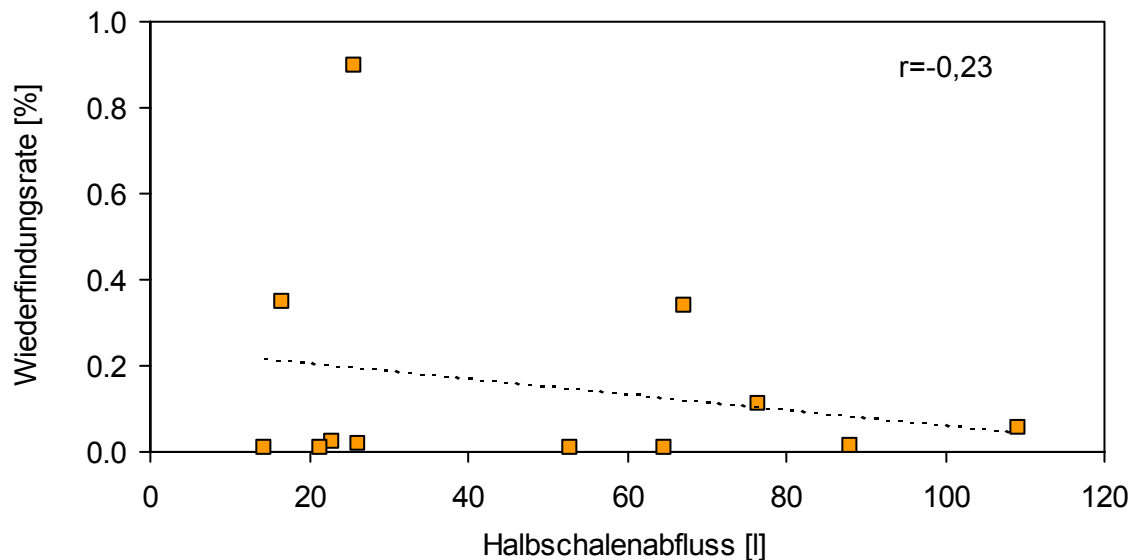


Abb. 26: Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien in Abhängigkeit vom Halbschalenabfluss

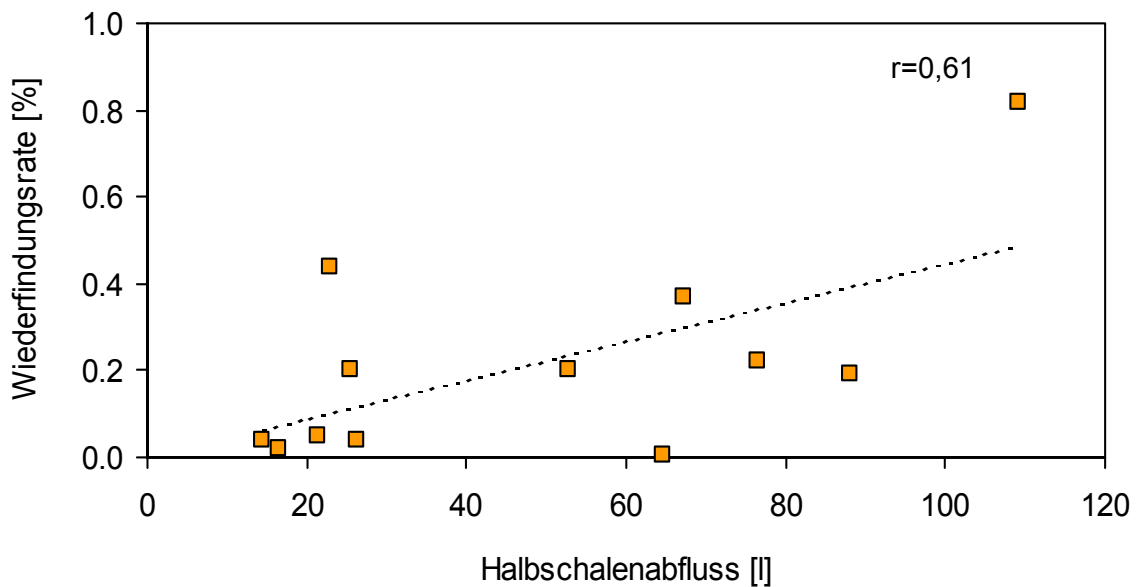


Abb. 27: Wiederfindungsraten von fäkalen Streptokokken in Abhängigkeit vom Halbschalenabfluss

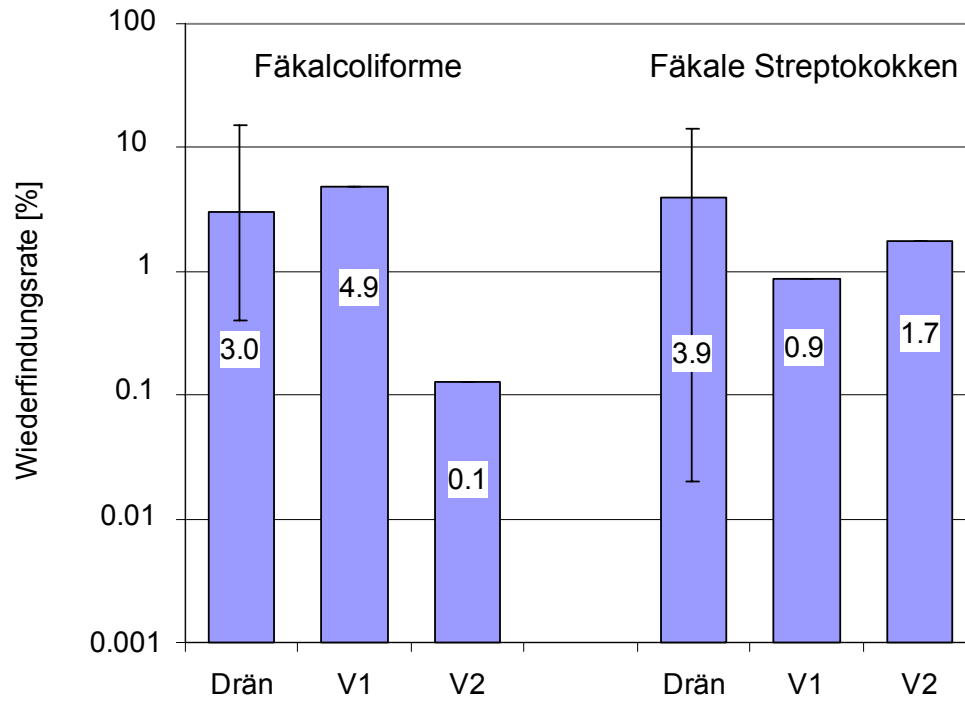


Abb. 28: Wiederfindungsraten von fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken in Dränabfluss und Lysimetergesamtabfluss
Drän: Median mit Angabe des Gesamtintervalls (n=17)
V1: Lysimeterversuch mit abgelagertem Mist
V2: Lysimeterversuch mit Frischmist

3.5 Bakterielle Belastung des Wirtschaftsdüngers

Der vor den Berechnungen ausgebrachte Wirtschaftsdünger (750 l Gülle bzw. 1 t Mist) war mit 10^9 bis 10^{13} Fäkalbakterien belastet (siehe Abb. 12 und 13 in 3.4.3), wobei die Werte an fäkalcoliformen Bakterien stärker streuten als an fäkalen Streptokokken. Als eine mögliche Ursache für die unterschiedliche Belastung ist die Lagerungsdauer von Gülle bzw. Festmist in Betracht zu ziehen.

Die Konzentrationen an fäkalcoliformen Bakterien in Gülle wiesen über eine Lagerungsdauer von sechs Monaten - über diese Speicherkapazität sollten Güllegruben verfügen, um eine bedarfsgerechte Ausbringung des Wirtschaftsdüngers zu gewährleisten - einen Rückgang um zwei Zehnerpotenzen auf (Abb. 29). Während die Werte innerhalb der ersten zwei Monate in der Größenordnung von frischem Rinderkot ($2,3 \times 10^7$ Keime pro 100 g Faeces; nach Geldreich 1976 und 1978) lagen, wurden die niedrigsten Konzentrationen nach vier Monaten Lagerung erreicht. Ein völlig anderer Verlauf ist bei den fäkalen Streptokokken zu beobachten. Bereits nach zwei Wochen waren die Konzentrationen um zwei Zehnerpotenzen im Vergleich zu Frischkot ($1,3 \times 10^8$ Keime pro 100 g Faeces) zurückgegangen (Abb. 30). Durch längere Lagerung konnte dieser Wert nicht weiter verringert werden.

Die Lagerung von Rindermist über eine Zeitspanne von 18 Monaten führte zu einem nahezu kontinuierlichen Rückgang an fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken um bis zu vier Zehnerpotenzen (Abb. 31 und 32). Im Zeitraum von sechs bis neun Monaten lag die Abnahme gegenüber Frischmist im Bereich von ein bis drei Zehnerpotenzen und somit in einer Größenordnung, wie sie auch bei der Güllelagerung zu beobachten war. Nach Müller (1985) dagegen werden Fäkalbakterien bei der Festmistlagerung durch Selbsterwärmung innerhalb kurzer Zeit abgetötet, während sie in Rindergülle bis zu einem Jahr überleben.

Eine wirkungsvolle Methode, die Belastung des Sickerwassers mit Fäkalbakterien zu verringern, liegt bei der Reduzierung der Düngemenge auf das für die Bodenfruchtbarkeit absolut notwendige Maß. Eine weitere Möglichkeit besteht im Ausbringen von Wirtschaftsdünger mit einer reduzierten Konzentration an Fäkalbakterien. Letzteres ist mit der Lagerung von Gülle und Mist (Patni et al. 1984) oder einer Behandlung wie

z.B. Güllehygienisierung und Mistkompostierung (Müller 1985; Pagilla et al. 2000) zu erreichen.

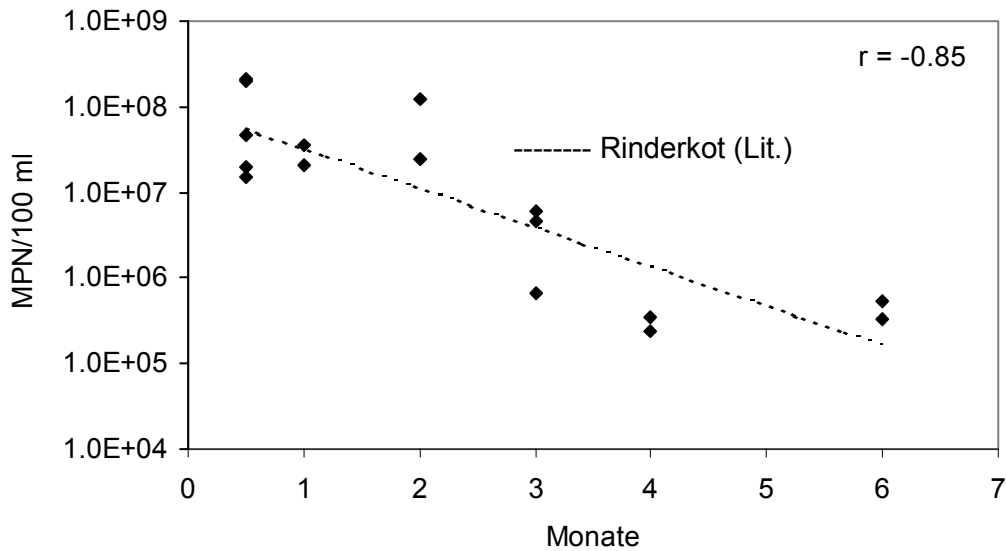


Abb. 29: Konzentrationen an fäkalcoliformen Bakterien in Gülle in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer

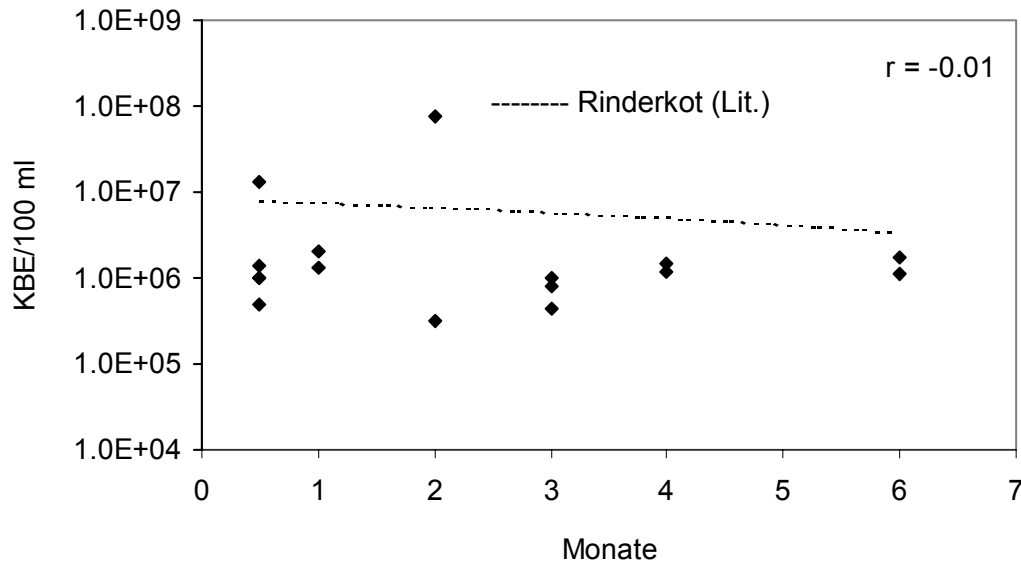


Abb. 30: Konzentrationen an fäkalen Streptokokken in Gülle in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer

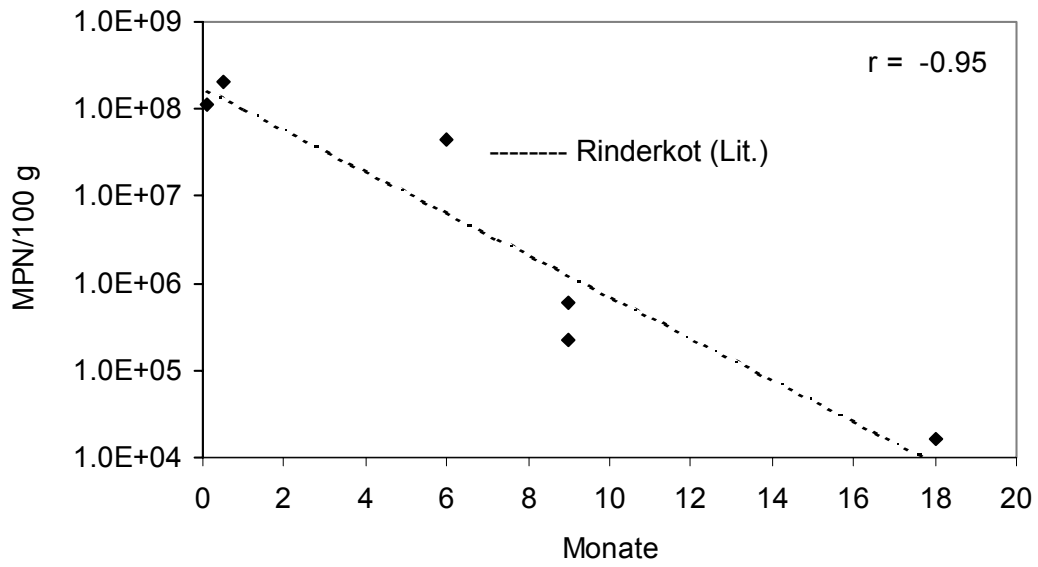


Abb. 31: Konzentrationen an fäkalcoliformen Bakterien in Festmist in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer

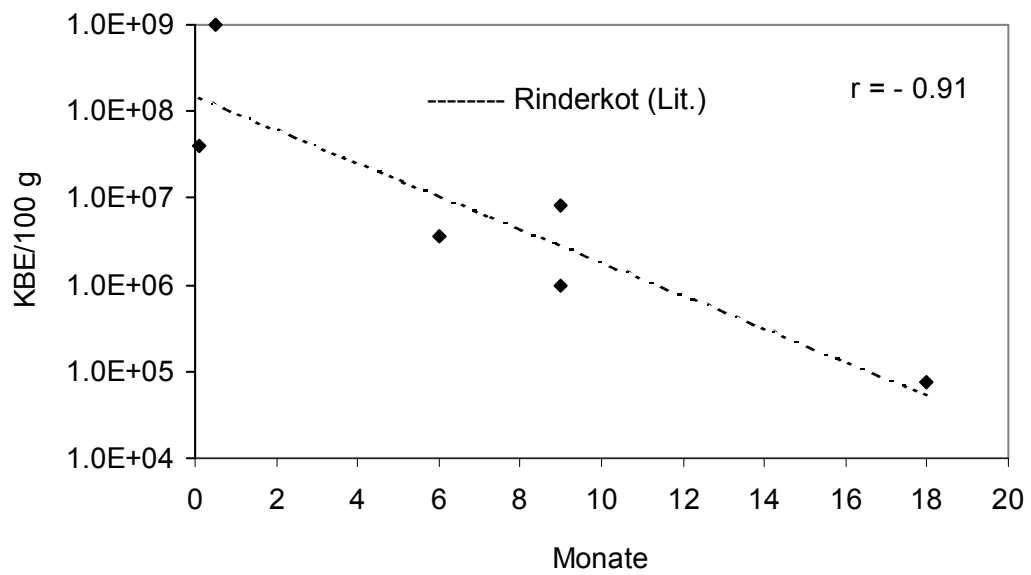


Abb. 32: Konzentrationen an fäkalen Streptokokken in Festmist in Abhängigkeit von der Lagerungsdauer

4 Abschlussdiskussion

Können Fäkalbakterien und somit potenzielle Krankheitserreger aus organischem Wirtschaftsdünger über den Weg des Sickerwassers in das oberflächennahe Grundwasser gelangen?

Diese Frage wird in der Literatur kontrovers diskutiert. Entscheidend für eine Antwort ist das Rückhaltevermögen des Bodens gegenüber Mikroorganismen. Damgaard-Larsen et al. (1977) und Liu (1982) konnten in künstlich geschichteten Lysimetern keine Verfrachtung von Viren bzw. coliformen Bakterien mit dem Sickerwasser feststellen. Nach Wagner (1993) wird anhand von Bodenprobenuntersuchungen eine mögliche Keimverlagerung in tiefere Bodenhorizonte als unbedeutend bewertet.

In Lysimetern mit ungestörtem Bodenprofil wurde dagegen eine vertikale Verlagerung von ausgebrachten Fäkalbakterien beschrieben (Troxler et al. 1998; Stoddard 1998). Freilanduntersuchungen mit simuliertem Niederschlag bestätigen einen schnellen Transport von Bakterien in tiefere Bodenschichten (Edwards et al. 1992; Natsch et al. 1996). Nach Larsson et al. (1999) flossen 46 % des ausgebrachten Bromid-Tracers im Winter über Dränen ab, 16 % gelangten in das oberflächennahe Grundwasser. Traub-Eberhard et al. (1995) konnten hohe Konzentrationen (μg -Bereich) an Herbiziden und Scott et al. (1998) starke Belastungen an fäkalcoliformen Bakterien (bis $7 \times 10^4/100 \text{ ml}$) in Dränabflüssen nachweisen.

Die Ergebnisse vieler Autoren zeigen, dass ein großer Teil des Bodenwassers durch Grobporen an der Bodenmatrix vorbei rasch in den Unterboden abgeleitet wird. Makroporen entstehen durch biogene Aktivität (z.B. Maulwürfe, Mäuse, Regenwürmer, Pflanzenwurzeln), durch die Quell-Schrumpfdynamik austrocknender tonhaltiger Böden oder durch Verwitterungsprozesse (Bouma 1981; Schwarz & Kaupenjohann 2001). So werden nach Bischoff et al. (1999) auf den meisten Standorten über 60 % der Stofffrachten mit dem schnellen Fluss bewegt. Diese schnellen „präferenziellen“ Flüsse sind eine wichtige Einflussgröße für die Auswaschung von Nährstoffen, Pestiziden und Mikroorganismen in das oberflächennahe Grundwasser, insbesondere bei stark sorbierenden Substanzen. Entsprechende Kenntnisse werden jedoch bei Labor- und Feldexperimenten häufig nicht beachtet, weil viele Methoden zur Erfassung

des Sickerwasserflusses diese Phänomene nicht erfassen können. In künstlich geschichteten Lysimetern wird ein Grobporenfluss verhindert und die Stoffverlagerung somit erheblich unterschätzt. Mit dem gleichen Problem ist auch bei kleinräumigen Freilandlysimetern zu rechnen (Bischoff et al. 1999). Saugkerzen oder die Entnahme von Bodenproben sind zur Erfassung von Stoffausträgen ebenfalls nicht geeignet, wenn der Makroporenfluss einen wesentlichen Beitrag zum Stoffaustrag liefert (Flury 1996; Schwarz & Kaupenjohann 2000).

Weiterreichende Erkenntnisse zum Versickerungs- und Auswaschungsverhalten von Nährstoffen, Pestiziden und Mikroorganismen auf der Ebene von Landschaftsausschnitten oder Einzugsgebieten werden häufig über sogenannte Monitoring-Programme gewonnen (z.B. Anderson et al. 1997; Deely et al. 1997; McMath & Holt 2000; Kistemann et al. 2002). Wie sich in eigenen Untersuchungen im Einzugsgebiet des Höllbachs und am Klostergut Scheyern zeigte, machen es Probenahmen in mehrwöchigen Abständen schwierig, von einer repräsentativen Datengrundlage zu sprechen, die Trockenwetter und Starkregenereignisse unter Einbeziehung der Flächenbewirtschaftung gleichermaßen berücksichtigt. Weiterhin lassen ermittelte Bakterienkonzentration in Dränen und Vorfluter ohne Kenntnis von Abflussmenge und Belastung des ausgebrachten Düngers keine Bilanzierung der lateralen Auschwemmung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu. Dies kann nur über eine quantitative Erfassung von Frachten erreicht werden, wobei Untersuchungen auf gedränten Flächen mit weitgehender Steuerung der Rahmenbedingungen und mengenmäßiger Erfassung der Einzelkomponenten als zielführend anzusehen sind.

Unter dem Begriff Dränung wird im Allgemeinen die künstliche Absenkung der Grundwasseroberfläche zur Verbesserung eines Standortes hinsichtlich seines landwirtschaftlichen Produktionspotenzials verstanden (Göbel 2000). Die positiven Auswirkungen betreffen in erster Linie die physikalischen Eigenschaften des Bodens wie z.B. Luftdurchlässigkeit, Bodenstruktur und Wasserhaltekapazität. Diese bewirken letztendlich eine Erhöhung der Ertragsfähigkeit, weshalb etwa ein Fünftel der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland (alte Bundesländer) gedränt ist (Eggelsmann 1981). Da eine Dränung gewissermaßen einen Kurzschluss im Wasser- und Stoffkreislauf bedeutet, wird im Dränabfluss der Zustand des Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers widergespiegelt.

Der Einsatz einer Berechnungsanlage zur Simulierung von Niederschlagsereignissen, das Ausbringen einer definierten Menge an organischem Wirtschaftsdünger vor Beregnungsbeginn sowie genaue Kenntnis von Standort, Bodenstruktur und Bewirtschaftung im Einzugsbereich des Dräns lassen eine gewisse Steuerung und Standardisierung der Rahmenbedingungen zu.

Im Dränabfluss wurden bei unseren Untersuchungen zwischen 0,05 % und 14,7 % der mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Fäkalbakterien wiedergefunden, wobei die Gesamtfrachten an fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken zwischen 10^7 und 10^{11} Keimen variierten. Ähnliche Wiederfindungsraten sind in der Literatur u.a. auch für Pflanzenschutzmittel, Phosphat und Chlorid beschrieben (Gächter et al. 1988; Richard & Steenhuis 1988; Flury 1996; Lennartz et al. 1997). Kennzeichnend für den schnellen Stofftransport in Böden ist, dass unterschiedlich reaktive Stoffe unabhängig von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften mit vergleichbarer Geschwindigkeit im Boden verlagert werden. Interaktionen zwischen Stoff und Boden sowie Abbauprozesse spielen bei der Stoffverlagerung keine wesentliche Rolle (Dils & Heathwaite 1999).

Die Wiederfindungsraten von Fäkalbakterien im Dränabfluss lassen keine deutliche Abhängigkeit vom Standort, der Art der Bewirtschaftung, der Bodenbearbeitung sowie der Intensität des Dränflusses erkennen. Verschiedene Beregnungsflächen (Parzellen) eines Schlages weisen eine ähnliche Variabilität in der Ausschwemmung auf wie unterschiedlich bewirtschaftete Standorte. Vergleichbare Ergebnisse wurden von Patni et al. (1984) und Stoddard et al. (1998) beschrieben. Nach Patni et al. (1984) und Baxter-Potter & Gilliland (1988) hat auch die Intensität des Niederschlags keinen wesentlichen Einfluss auf die Ausschwemmung von Fäkalbakterien aus landwirtschaftlichen Gebieten. Lediglich bei Ausbringung von Gülle nach der Bodenbearbeitung wurden etwas geringere Wiederfindungsraten registriert als bei Düngung auf ungestörtem Boden, wobei im letzteren Fall kein Unterschied zwischen Ackerstandorten und Grünland zu beobachten war. Geringe Bodenbearbeitung begünstigt das Entstehen bzw. den Erhalt von Makroporen wie Trockenrissen (Schindler 1984), Mäusegängen oder Regenwurmröhren (Edwards et al. 1989; Isensee et al. 1990; Singh & Kanwar 1991; Simard et al. 2000).

Die Ausbringung von Gülle 24 Stunden vor Bodenbearbeitung und Beregnung führte zu keinem Rückgang der Wiederfindungsrate. Bei den Beregnungsversuchen wurde die Gülle nach der Schleppschlauchmethode streifenförmig ausgebracht. Diese Streifen („Güllefladen“) bieten den Fäkalbakterien über einen gewissen Zeitraum Schutz vor atmosphärischen Einflussgrößen wie z.B. der UV-Strahlung, sodass selbst eine 12-stündige intensive Sonneneinstrahlung zu keinem erkennbaren Rückgang der Keimzahl führte (Hurst et al. 1980 a und b).

Die Zahl an ausgeschwemmten Fäkalbakterien lag bei ungedüngten Parzellen in der gleichen Größenordnung wie bei Flächen, auf denen die letzte Gabe von Gülle oder Mist vier bis dreizehn Monate zurücklag. Dies könnte zum einen bedeuten, dass der Boden mit Fäkalbakterien von Wildtieren belastet ist (Patni et al. 1984). Warmblüter wie z.B. Rehe, Füchse und Vögel hinterlassen ihren Kot auf der Bodenoberfläche, Mäuse, Bisamratten und Maulwürfe dagegen teilweise in dem von ihnen gegrabenen Gangsystem. Daraus folgt, dass die Düngung von landwirtschaftlichen Flächen nicht als alleinige Ursache für das Vorkommen von Fäkalbakterien im Sickerwasser angesehen werden kann. Tschirsich et al. (2002) zeigten, dass mit einem Verbot der Begüllung und Beweidung in Wasserschutzgebieten nicht sichergestellt werden kann, dass der Eintrag von *E. coli* in das Grundwasser verhindert wird und stellten die Verordnung von Bewirtschaftungseinschränkungen in Wasserschutzgebieten in Frage.

Zum anderen ist zu bemerken, dass vier Monate nach der Düngung keine eindeutig erhöhte Belastung an Fäkalbakterien im Dränabfluss nachweisbar war (Stoddard et al. 1998). Die mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Bakterien sind nach diesem Zeitraum abgestorben oder ausgeschwemmt worden. In der Literatur wird die Überlebensdauer von Fäkalbakterien im Boden mit bis zu mehreren Monaten angegeben (Edmonds 1976; Burton et al. 1987; Sherer et al. 1992), wobei die fäkalen Streptokokken i.d.R. robuster sind als die fäkalcoliformen Bakterien (Bauernfeind et al. 1981; Fernandez-Alvarez 1991; Cools et al. 2001).

Bei Starkregen lag das Ausschwemmungspotenzial von Fäkalbakterien aus Festmist im gleichen Größenbereich wie bei Gülle. Aus bakteriologisch-hygienischer Sicht stellt somit ein Ausbringen von Festmist in sensiblen Bereichen wie Wasserschutzgebieten keine vertretbare Alternative zu einem absoluten Düngeverbot dar.

Unter Berücksichtigung, dass der Dränabfluss bei den Beregnungsversuchen im Durchschnitt bereits nach 18 mm Niederschlag einsetzte, ist schon bei Regenereignissen ab einer Stärke von ca. 20 mm mit einer Beeinträchtigung der hygienischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern und Grundwasser zu rechnen.

Das Ausbringen von Gülle oder Mist hatte auch eine Erhöhung der Nährstofffracht im Dränabfluss zur Folge. Die Wiederfindungsraten von Nährstoffen und Fäkalbakterien lagen fast durchwegs in der gleichen Größenordnung. Das relativ mobile Ammonium wurde gleichermaßen ausgeschwemmt wie Phosphat mit seiner hohen Affinität zur mineralischen Bodenphase. Dies weist nochmals auf einen schnellen Stofftransport in bevorzugten Fließbahnen (preferential flow) hin, in dem die Kontaktzeit zur Bodensubstanz zu kurz ist, als dass sich ein Sorptionsgleichgewicht einstellen könnte (Lennartz et al. 1997). Aus ökonomischer Sicht ist der Nährstoffverlust über den Auswaschungspfad Sickerwasser als sehr gering zu bewerten. Unter ökologischen Gesichtspunkten jedoch ist vor allem die Fracht an ausgeschwemmtem Phosphat als gewässerbelastend (Eutrophierung) einzustufen.

Die Beregnung ließ auch den Durchfluss eines 4,5 m tief gelegenen Trinkwassersammlers ähnlich dem der Dränen ansteigen. Hieraus lässt sich der Schluss ziehen, dass auch noch in dieser Tiefe mit einem Makroporenfluss zu rechnen ist. Edwards et al. (1989) fanden Regenwurmröhren bis 3 m Tiefe. Nach Beven & Germann (1982) wurden Grobporen sogar bis 10 m Tiefe nachgewiesen. Die Tatsache, dass nahezu ein Promille (10^8 - 10^9 Fäkalbakterien) der in der Gülle enthaltenen Fäkalbakterien mit dem Sickerwasserstrom bis 4,5 m Tiefe verfrachtet wurde, macht aus seuchenhygienischer Sicht das Risiko bei der Ausbringung von organischem Wirtschaftsdünger im Einzugsgebiet von Trinkwasserfassungen mit oberflächennahem Grundwasser deutlich.

Eine wirkungsvolle Methode, die Belastung des Sickerwassers mit Fäkalbakterien zu verringern, liegt bei der Reduzierung der Düngemenge auf das für die Bodenfruchtbarkeit absolut notwendige Maß. Eine weitere Möglichkeit besteht im Ausbringen von Wirtschaftsdünger mit einer reduzierten Konzentration an Fäkalbakterien. Letzteres ist mit der Lagerung von Gülle und Mist zu erreichen (Patni et al. 1984). Die Konzentrationen an Fäkalbakterien in Gülle wiesen über eine Lagerungsdauer von sechs

Monaten - über diese Speicherkapazität sollten Güllegruben verfügen, um eine bedarfsgerechte Ausbringung des Wirtschaftsdüngers zu gewährleisten - einen Rückgang um zwei Zehnerpotenzen auf. Eine vergleichbare Abnahme war auch bei der Lagerung von Mist zu verzeichnen. Nach Müller (1985) wird bei der Lagerung von Festmist ein Kompostierungsprozess mit Temperaturen von 60-70°C durchlaufen, sodass Fäkalbakterien innerhalb kurzer Zeit abgetötet werden, während sie in Rindergülle bis zu einem Jahr überleben. Zu geringe eingestreute Strohmenen können jedoch zu einer verminderten Sauerstoffversorgung der an der Selbsterhitzung beteiligten Mikroorganismen führen und damit letztendlich zu einem Absinken der Rottemperatur auf Werte, die keine sichere Desinfektion mehr garantieren (Strauch 1990).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Ausbildung von Makroporen zu einer schnellen Verlagerung von Fäkalbakterien im Boden führt. Durch eine Dränung wird zwar die Gefährdung des oberflächennahen Grundwassers direkt unter dem Standort verringert, das Risiko des lateralen Stoffaustrags in Oberflächengewässer jedoch gefördert. Nicht bewirtschaftete Uferstreifen (Pufferzonen) bieten in diesem Fall keinen ausreichenden Schutz (Blackwell et al. 1999).

Die wirksamsten Maßnahmen, die Belastung des Sickerwassers mit Fäkalbakterien zu verringern, liegen bei der Reduzierung der Düngemenge auf das für die Bodenfruchtbarkeit absolut notwendige Maß sowie im Ausbringen von Wirtschaftsdünger mit einer geringen Konzentration an Fäkalbakterien, sei es durch Lagerung oder Behandlung wie z.B. Güllehygienisierung oder Mistkompostierung (Müller 1985; Pagilla et al. 2000). Düngeranwendungen sind zu vermeiden, wenn starke Niederschläge zu erwarten sind, da keine Zeit für das Absterben der Bakterien an der Bodenoberfläche (UV-Strahlung, Austrocknung) oder für eine Diffusion in die Bodenaggregate besteht.

In besonders sensiblen Bereichen wie der engeren Schutzzone von Trinkwasserfassungen sollte ein Ausbringen von Wirtschaftsdünger auch in Hinblick auf eine mögliche Auswaschung von Nährstoffen (z.B. Nitrat) und Tierarzneimitteln gänzlich unterbleiben. Ziel eines Folgeprojektes ist es, u.a. die Verfrachtung von Tierarzneimitteln aus Wirtschaftsdünger über das Sickerwasser zu quantifizieren.

5 Zusammenfassung

Die Verlagerung von Fäkalbakterien in der Bodenpassage wurde unter Einbeziehung des Standorttyps und der Bewirtschaftungsform großräumig quantifiziert. Die Versuchsansätze reichten hierbei vom Monitoring auf Einzugsgebietsebene bis hin zur Bilanzierung des Bakterienaustrags auf gedränten Flächen, einem Trinkwassersammler und einem Lysimeter unter simulierten Niederschlagsereignissen. Als Nachweis einer fäkalen Belastung im Sickerwasser dienten Fäkalindikatorbakterien, die auch in der EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (1976) als Bewertungskriterium für die bakteriologische Wasserqualität vorgesehen sind.

Die bakteriologisch-hygienischen Untersuchungen im **Einzugsgebiet des Höllbachs** (Gde. Türkenfeld, Lkr. Fürstenfeldbruck) führten zu dem Schluss, dass die Belastung des Höllbachs mit Fäkalbakterien nicht über einen Eintrag aus Dränen zu erklären ist. Eine unmittelbare Zuordnung der Ergebnisse zu Mengen und Zeiten der Gülle- bzw. Mistausbringung war jedoch nicht möglich. Der mehrwöchige Abstand zwischen den Probenahmen machte es außerdem schwierig, von einer repräsentativen Datengrundlage zu sprechen, die Trockenwetter und Starkregenereignisse unter Einbeziehung der Flächenbewirtschaftung gleichermaßen berücksichtigt.

Auf der **Versuchsstation des FAM** (Klostergut Scheyern, Lkr. Pfaffenhofen) wurde im Landschaftsmaßstab unter teilweise kontrollierbaren Bedingungen untersucht, inwieweit sich die Etablierung einer standortangepassten und nachhaltigen Landwirtschaft auf den lateralen Austrag an Fäkalbakterien auswirkt. Die resultierende Aussage, dass das Ausbringen von Gülle keine negativen Auswirkung auf die bakterielle Belastung der untersuchten Fließgewässer hat, könnte einerseits der Erfolg von Bewirtschaftung und landschaftsgestaltenden Maßnahmen sein. Andererseits besteht die Möglichkeit, dass aufgrund der nur periodisch ermittelten Konzentrationen an Fäkalbakterien selbst unter Berücksichtigung einer kontinuierlich aufgezeichneten Abflussrate für die Gesamtaussage relevante Regenereignisse mit ihren Abschwemmungen nicht erfasst wurden.

In einem Teileinzugsgebiet der **Ebersberger Weiherkette** wurde die diffuse Ausschwemmung von Fäkalbakterien quantitativ erfasst. Ein Düngeverbot auf Flächen mit „hohem Gefährdungspotenzial“ führte zu keinem Rückgang in der Gesamtfracht an ausgeschwemmten Fäkalbakterien. Dies machte deutlich, dass der Zustand eines Gewässers nicht nur von der Bewirtschaftung angrenzender Flächen beeinflusst wird, sondern im wesentlichen Maße von der landwirtschaftlichen Nutzung des gesamten hydrologischen Einzugsgebietes.

Mit Hilfe eines simulierten Starkregens (50 mm) wurde das Versickerungsverhalten von Fäkalbakterien auf **gedrännten Flächen** untersucht. Der schnell einsetzende Dränabfluss und der nahezu unmittelbare Rückgang der Dränschüttung nach Beenden der Beregnung wiesen auf einen schnellen Wasserfluss im Boden hin, wie er ausschließlich in Grobporen erfolgen kann.

Die Zahl an ausgeschwemmten Fäkalbakterien lag bei den ungedüngten Parzellen in der gleichen Größenordnung wie bei Flächen, auf denen die letzte Gabe von Gülle oder Mist vier bis dreizehn Monate zurücklag. Dies bedeutet zum einen, dass der Boden mit Fäkalbakterien vermutlich von Wildtieren belastet war. Zum anderen ist zu bemerken, dass vier Monate nach der Düngung keine eindeutig erhöhte Belastung an Fäkalbakterien im Dränabfluss mehr nachweisbar war. Die mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Bakterien sind nach diesem Zeitraum abgestorben oder ausgeschwemmt worden.

Die Fracht an Fäkalbakterien war im Dränabfluss um ca. 1-3 Zehnerpotenzen geringer als im ausgebrachten Wirtschaftsdünger. Die Wiederfindungsraten im Abfluss ließen keine deutliche Abhängigkeit vom Standort, der Art der Bewirtschaftung sowie der Bodenbearbeitung erkennen. Verschiedene Beregnungsflächen (Parzellen) eines Schrages wiesen eine ähnliche Variabilität in der Ausschwemmung auf wie unterschiedlich bewirtschaftete Standorte.

Eine Düngung 24 Stunden vor Bodenbearbeitung und Beregnung führte zu keinem Rückgang der Wiederfindungsrate. Die nach der Schleppschlauchmethode ausgebrachten Güllestreifen boten den Fäkalbakterien über einen gewissen Zeitraum Schutz vor atmosphärischen Einflussgrößen wie Erwärmung oder UV-Strahlung.

Das Ausschwemmungspotenzial von Fäkalbakterien aus Festmist lag im gleichen Größenbereich wie bei Gülle.

Das Ausbringen von Gülle oder Mist hatte auch eine Erhöhung der Nährstofffracht im Dränabfluss zur Folge, wobei die Wiederfindungsraten von Fäkalbakterien und Nährstoffen fast durchwegs in der gleichen Größenordnung lagen. Das relativ mobile Ammonium wurde gleichermaßen ausgeschwemmt wie Phosphat mit seiner hohen Affinität zur mineralischen Bodenphase. Dies weist nochmals auf einen schnellen Stofftransport in Makroporen hin, in dem die Kontaktzeit zur Bodensubstanz zu kurz ist, als dass sich ein Sorptionsgleichgewicht einstellen könnte.

Durch eine Dränung wird zwar die Gefährdung des oberflächennahen Grundwassers direkt unter dem Standort verringert, das Risiko des unterirdischen lateralen Stoffaustrags in Oberflächengewässer jedoch gefördert. Nicht bewirtschaftete Uferstreifen (Pufferzonen) bieten in diesem Fall keinen ausreichenden Schutz.

Nahezu ein Promille (10^8 - 10^9 Fäkalbakterien) der in der Gülle enthaltenen Fäkalbakterien wurde mit dem Sickerwasserstrom bis zu einem 4,5 m tief gelegenen **Trinkwassersammler** (Gde. Höhenrain, Lkr. Rosenheim) verfrachtet. Hier wird aus bakteriologisch-hygienischer Sicht das Risiko bei der Ausbringung von organischem Wirtschaftsdünger im Einzugsgebiet von Trinkwasserfassungen mit quartärem oberflächennahem Grundwasser besonders deutlich.

Im Gesamtabfluss eines **Halbschalenlysimeters** (LfW-Versuchsanlage Wielenbach, Lkr. Weilheim-Schongau) wurden bei Beregnung ähnliche Wiederfindungsraten von Fäkalbakterien ermittelt wie in den Dränabflüssen. Großflächig angelegte Freilandlysimeter simulieren somit zumindest annäherungsweise die Komplexität und Inhomogenität des Bodens und können daher wertvolle Daten zur Beschreibung des Sickerwasserflusses und Stofftransportes unter natürlichen Bedingungen liefern.

Die Konzentrationen an Fäkalbakterien in Gülle wiesen über eine Lagerungsdauer von sechs Monaten - über diese Speicherkapazität sollten Güllegruben verfügen, um

eine bedarfsgerechte Ausbringung des Wirtschaftsdüngers zu gewährleisten - einen Rückgang um zwei Zehnerpotenzen auf. Eine vergleichbare Abnahme war auch bei der Lagerung von Mist zu verzeichnen. Die Lagerung von Wirtschaftsdünger ist somit eine wirkungsvolle Methode, die Belastung des Sickerwassers mit Fäkalbakterien zu verringern.

6 Literaturverzeichnis

- Anderson S.A., Turner S.J., Lewis G.D. (1997): Enterococci in the New Zealand environment: Implications for water quality monitoring. *Water Sci. Technol.* 35, 325-331
- Bauernfeind S., Götz G.G., Rheinheimer G. (1981): Untersuchungen zur Überlebensdauer von Fäkalbakterien mit und ohne Sediment. *Zbl. Bakt. Hyg.* 174, 364-374
- Baumann M., Lemmer H., Popp W., Roth D. (1992): Bakteriologisch-hygienische Untersuchungen zur diffusen Belastung von Oberflächengewässern am Beispiel des Einzugsgebietes des Garnbachs. *Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung* 21
- Baxter-Potter W.R., Gilliland M.W. (1988): Bacterial pollution in runoff from agricultural lands. *J. Environ. Qual.* 17, 27-34
- Beven K., Germann P. (1982): Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* 18, 1311-1325
- Bischoff W.A., Siemens J., Kaupenjohann M. (1999): Stoffeintrag ins Grundwasser - Feldmethodenvergleich unter Berücksichtigung von preferential flow. *Wasser & Boden* 51, 37-42
- Blackwell M.S.A., Hogan D.V., Maltby E. (1999): The use of conventionally and alternatively located buffer zones for the removal of nitrate from diffuse agricultural runoff. *Water Sci. Technol.* 39, 157-164
- Bouma J. (1981): Soil morphology and preferential flow along macropores. *Agricultural Water Management* 3, 235-250
- Bunza G., Deisenhofer H.-E., Karl J., Porzelt M., Riedl J. (1985): Beiträge zu Oberflächenabfluss und Stoffabtrag bei künstlichen Starkniederschlägen. I. Der künstliche Starkniederschlag der transportablen Beregnungsanlage nach Karl und Toldrian. *DVWK-Schriften* 71, 1-35, Verlag Paul Parey Hamburg, Berlin
- Burton G.A., Gunnison D., Lanza G.R. (1987): Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 53, 633-638

- Cools D., Merckx R., Vlassak K., Verhaegen J. (2001): Survival of *E. coli* and *Enterococcus* spp. derived from pig slurry in soils of different texture. *Appl. Soil Ecol.* 17, 53-62
- Damgaard-Larsen S., Jensen K.O., Lund E., Nissen B. (1977): Survival and movement of enterovirus in connection with land disposal of sludges water. *Water Res.* 11, 503-508
- Daubner I., Johnova V., Adamek R., Toth D. (1981): Zur Möglichkeit der Vermehrung von Darmbakterien im Wasser. *Zbl. Bakt. Hyg.* 174, 453-460
- Daubner I. (1984): *Mikrobiologie des Wassers*. 2. ed. Akademie-Verlag Berlin
- Deely J., Hodges S., McIntosh J., Bassett D. (1997): Enterococcal numbers measured in waters of marine, lake, and river swimming sites of the Bay of Plenty, New Zealand. *N.Z. J. Mar. Freshwater Res.* 31, 89-101
- De Man J.C. (1983): MPN Tables, Corrected. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 17, 301-305
- Dils R.M., Heathwaite A.L. (1999): The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. *Water Sci. Technol.* 39, 55-61
- Düngeverordnung (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen. *Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 6*, 118-121
- Edmonds R.L. (1976): Survival of coliform bacteria in sewage sludge applied to a forest clearcut and potential movement into groundwater. *Appl. Environ. Microbiol.* 32, 537-546
- Edwards W.M., Shipitalo M.J., Owens L.B., Norton L.D. (1989): Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term no-till cornfields. *J. Soil Water Conserv.* 44, 240-243
- Edwards W.M., Shipitalo M.J., Dick W.A., 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., Dick W.A. (1993): Factors affecting preferential flow of water and atrazine through earthworm burrows under continuous no-till corn. *J. Environ. Qual.* 22, 453-457

- Edwards D.R., Larson B.T., Lim T.T. (2000): Runoff nutrient and fecal coliform content from cattle manure application to fescue plots. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 36, 711-721
- Eggelsmann R. (1981): *Dränanleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau*. Verlag Paul Parey Hamburg, Berlin, 2. Auflage
- EG-Richtlinie (1976): Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG). *Amtsblatt Nr. L 31 vom 5.2.1976 S.1*
- Fernandez-Alvarez R.M. (1991): The influence of agricultural run-off on bacterial populations in a river. *J. Appl. Bacteriol.* 70, 437-442
- Flury M., Flühler H., Jury W.A., Leuenberger J. (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. *Water Resour. Res.* 30, 1945-1954
- Flury M. (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. *J. Environ. Qual.* 25, 25-45
- Gächter R., Ngatiah J.M., Stamm C. (1988): Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1865-1869
- Gagliardi J.V., Karns J.S. (2000): Leaching of *Escherichia coli* O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. *Appl. Environ. Microbiol.* 66, 877-883
- Geldreich E.E. (1976): Fecal coliform and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 7, 349-368
- Geldreich E.E. (1978): Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. In: Berg G., *Indicators of viruses in water and food*. Ann. Arbor Science, Mich., 51-97
- Honisch M., Hellmeier C., Weiss K. (2002): Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma* 105, 277-298
- Hurst C.J., Gerba J.C., Lance J.C., Rice R.C. (1980a): Survival of enteroviruses in rapid infiltration basins during the land application of wastewater. *Appl. Environ. Microbiol.* 40, 195-200
- Hurst C.J., Gerba J.C., Cech I. (1980b): Effects of environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 40, 1067-1079

- Isensee A.R., Nash R.G., Helling C.S. (1990): Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *J. Environ. Qual.* 19, 434-440
- Kagawa H. (1971): Adsorption of bacteria by soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* 17, 150-153
- Kistemann T., Claßen T., Koch C., Dangendorf F., Fischeder R., Gebel J., Vacata V., Exner M. (2002): Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 2188-2197
- Larsson M.H., Jarvis N.J., Torstensson G., 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
- Lennartz B., Wichtmann W., Weber K., Widmoser P. (1997): Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Dränung. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft.* 330, 39-62
- Liu D. (1982): The effect of sewage sludge land disposal on the microbial quality of groundwater. *Water Res.* 16, 957-961
- Lützow M., Munch J.C. (1998): Ziele, Hypothesen und Arbeitsschritte des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München. *FAM-Bericht* 32, 1-12
- McCoy E.L., Hagedorn C. (1979): Quantitatively tracing bacterial transport in saturated soil systems. *Water Air Soil Pollut.* 11, 467-480
- McMath S.M., Holt D.M. (2000): The fate of *Escherichia coli* through water treatment and in distribution. *J. Appl. Microbiol.* 88, 117-123
- Müller W. (1985): Erfahrungen mit einem Güllebehandlungsverfahren (Oligolyse). *Tierärztl. Umschau* 40, 343-350
- Natsch A., Keel C., Troxler J., Zala M., Von A.N., 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. Environ. Microbiol.* 62, 33-40
- Pagilla K.R., Kim H., Cheunbarn T. (2000): Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste. *Water Res.* 34, 2747-2753
- Patni N.K., Toxopeus R., Tennant A.D., Hore F.R. (1984): Bacterial quality of tile drainage water from manured and fertilized cropland. *Water Res.* 18, 127-132

- Paukner-Ruzicka A., Lehmann R., Stötter J. (1999): GIS-gestützte Erfassung diffuser Phosphoreinträge und deren Bewertung. *Wasser & Boden* 51, 14-18
- Richard T.L., Steenhuis T.S. (1988): Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. *J. Contam. Hydrol.* 3, 307-325
- Schindler P.R.G. (1984): Fäkale Verunreinigung von Trinkwasser und Häufigkeit von Enteritis-Salmonellosen - ein ätiologischer Zusammenhang. *Bundesgesundheitsblatt* 27, 302-305
- Schindler P.R.G. (1991): MUG-Laurylsulfat-Bouillon - ein optimales Nachweismedium für gesamtcoliforme und fäkalcoliforme Bakterien im Rahmen der hygienischen Überprüfung von Badegewässern gemäß der EG-Richtlinie 76/160 EWG. *Zbl. Hyg.* 191, 438-444
- Schwarz A., Kaupenjohann M. (2000): Grundwasserbelastungen durch in Böden eingetragene Schadstoffe unter besonderer Berücksichtigung des schnellen Flusses in bevorzugten Fließbahnen. In: AK "Schneller Stofftransport in Böden" im FA "Bodenschutz, Boden- und Grundwasserverunreinigungen" des ATV-DVWK, Abschlussbericht Hohenheim, 1-32
- Schwarz A., Kaupenjohann M. (2001): Vorhersagbarkeit des Stofftransportes in Böden unter Berücksichtigung des schnellen Flusses (preferential flow). *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48, 48-53
- Schwoerbel J (1980): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York, 4. Auflage
- Scott C.A., Geohring L.D., Walter M.F. (1998): Water quality impacts of tile drains in shallow, sloping, structured soils as affected by manure application. *Appl. Eng. Agric.* 14, 599-603
- Sherer B.M., Miner J.R., Moore J.A., Buckhouse J.C. (1992): Indicator bacterial survival in stream sediments. *J. Environ. Qual.* 21, 591-595
- Simard R.R., Beauchemin S., Haygarth P.M. (2000): Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 29, 97-105
- Singh P., Kanwar R.S. (1991): Preferential solute transport through macropores in large undisturbed saturated soil columns. *J. Environ. Qual.* 20, 295-300

- Stagnitti F., Parlange J.Y., Steenhuis T.S., Boll J., Pivetz B., Barry D.A. (1995): Transport of moisture and solutes in the unsaturated zone by preferential flow. *Environ. Hydrol.*, 193-224
- Stoddard C.S., Coyne M.S., Grove J.H. (1998): Fecal bacterial survival and infiltration through a shallow agricultural soil: Timing and tillage effects. *J. Environ. Qual.* 27, 1516-1523
- Strauch D. (1990): Dünger aus der Tierhaltung ein Umweltproblem? *Forum Städte-Hygiene* 41, 126-132
- Traub-Eberhard U., Henschel K.-P., Kördel W., Klein W. (1995): Influence of different field sites on pesticide movement into subsurface drains. *Pestic. Sci.* 43, 121-129
- Troxler J., Zala M., Natsch A., Nievergelt J., Keel C., Defago G. (1998): Transport of a biocontrol *Pseudomonas fluorescens* through 2.5-m deep outdoor lysimeters and survival in the effluent water. *Soil Biol. Biochem.* 30, 621-631
- Tschirsich C., Pfisterer A., Gebauer W.-G. (2002): Einfluss von Landnutzung und Niederschlag auf das Vorkommen von *Escherichia Coli* im Grundwasser. *Wasser & Boden* 54, 40-43
- Zyman J., Sorber A. (1988): Influence of simulated rainfall on the transport and survival of selected indicator organisms in sludge-amended soils. *J. Water Pollut. Control Fed.* 60, 2105-2110