

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft
Berlin-Dahlem**



**Pflanzenschutzmitteleinträge
in Oberflächengewässer
durch Runoff und Dränung**

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik

Heft 330

Berlin 1997

*Herausgegeben
von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,
Berlin-Dahlem*

Parey Buchverlag Berlin
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

ISSN 0067-5849

ISBN 3-8263-3164-8

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Runoff und Dränung / Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik. Hrsg. von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem. – Berlin: Parey, [in Komm.], 1997.

(Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; H. 330)
ISBN 3-8263-3164-8

© Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funksendung, der Wiedergabe auf photomechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der Fassung vom 24. Juni 1985 zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

1997 Kommissionsverlag Parey Buchverlag Berlin, Kurfürstendamm 57, 10707 Berlin Printed in Germany by Arno Brynda, Berlin

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Lang, S.; Hurler K. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Runoff	7
Haider, J.; Auerswald, K. Prozesse bei der Pflanzenschutzmittelverlagerung mit Oberflächenabfluß und Bodenabtrag	19
Kördel, W.; Klöppel, H. Runoff-Versuche an Großparzellen	31
Lennartz, B.; Wichtmann, W.; Weber, K.; Widmoser, P. Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Dränung	39
Schneider, M.; Hertl, P.; Düfer, B. Pflanzenschutzmittelabschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen - Eine Literaturlauswertung und Betrachtung -	63
Frielinghaus, M. Erosionsbedingte Verlagerungspfade für Nähr- und Schadstoffe in der Landschaft und Möglichkeiten ihrer Unterbrechung	87
Bach, M.; Frede, H.-G. Schutzfunktionen von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum gegen PSM- Einträge in Fließgewässer	95
Rautmann, D. Maßnahmen zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Anwendungstechnik	108

Entry of plant protection products into surface water by run off and drainage

Contents

Preface	5
Lang, S.; Hurler, K. Entry of plant protection products in surface water by run off	7
Haider, J.; Auerswald, K. Processes during the movement of plant protection products by surface run off and soil erosion	19
Kördel, W.; Klöppel, H. Runoff studies on great plots	31
Lennarts, B.; Wichtmann, W.; Weber, K.; Widmoser, P. Entry of plant protection products in surface water by drainage	39
Schneider, M.; Hertl, P.; Düfer, B. Run off of plant protection products from agricultural areas - An evaluation of literature and reflection -	63
Frielinghaus, M. Movement path ways of nutrients and damaging substances caused by erosion in the landscape and possibilities of their prevention	87
Bach, M.; Frede, H.-G. Function of buffer strips for protection of water courses against the entry of plant protection products in a low mountain range	95
Rautmann, D. Measures for prevention of the entry of plant protection products into surface water by means of application technique	108

Vorwort

In den letzten Jahren ist die tatsächliche oder auch nur mögliche Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln zunehmend in die Diskussion der Fachwelt wie auch der Öffentlichkeit geraten.

Abtrift, Abschwemmung und Dränung sind die wesentlichen Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer, und es ist die Aufgabe aller an dieser Problematik beteiligten Institutionen - Zulassungs- und Einvernehmensbehörden, Pflanzenschutzdienst, Pflanzenschutzindustrie, Wasserwirtschaft und nicht zuletzt Praktiker - durch geeignete Strategien und Maßnahmen diese Belastungen auf ein Minimum zu reduzieren.

Dem Ziel, derartige Maßnahmen zu diskutieren und auch schon vorhandene Erfahrungen auszutauschen, diente ein Fachgespräch, das unter dem Titel "Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Run-off und Dränung" am 13. und 14. Dezember 1993 in der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft in Braunschweig stattfand. Die nachfolgenden Arbeiten mögen dazu beitragen, diese Problematik einer Lösung näherzubringen und die Diskussion über das Thema emotionsfreier zu gestalten.

Steffen Lang und Karl Hurle

Universität Hohenheim, Institut für Phytomedizin, 70593 Stuttgart

Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Runoff

Einleitung

Der Oberflächenabfluß (Runoff) gilt als der entscheidende Eintragungspfad von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer (LEONARD 1990). Die meisten bisherigen Untersuchungen stammen aus den USA und wurden auf kleinen, künstlich eingegrenzten Parzellen bei zum Teil intensiver Beregnung durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studien sind aber nur sehr eingeschränkt auf die reale Situation im Feld übertragbar. Wir wollten deshalb feststellen, welche Rolle Runoff bei der Kontamination von Oberflächengewässern unter *praxisnahen Bedingungen*, d.h. auf größeren Flächen bei natürlichen Witterungsbedingungen, spielt. Dabei war insbesondere von Interesse, wie weit Pflanzenschutzmittel durch Runoff hangabwärts transportiert werden, d.h. welche Flächenanteile neben einem Gewässer zu dessen Kontamination beitragen. Die Beantwortung dieser Fragen ist von entscheidender Bedeutung für die Entwicklung von geeigneten Vermeidungsstrategien.

In den Jahren 1992 und 1993 wurden dazu auf zwei hängigen Ackerflächen Feldstudien zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln durch Runoff in drei verschiedenen Kulturen (Mais, Zuckerrübe, Sommerweizen) mit den Herbiziden Pendimethalin, Terbutylazin, Metamitron, Isoproturon und dem Fungizid Fenpropimorph durchgeführt. Sämtliche Untersuchungen fanden unter natürlichen Witterungsbedingungen statt. Im folgenden werden die Ergebnisse exemplarisch für die Kulturen Mais und Sommerweizen dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung der gesamten Studie findet sich bei LANG (1994).

Material und Methoden

Die Runoff-Versuche in Mais und Sommerweizen wurden auf einem 3,5 ha großen praxisüblich bewirtschafteten Feld in der Nähe von Stuttgart durchgeführt. Die Hangneigung der Fläche beträgt 12 %. Beim Bodentyp handelt es sich um eine kolluvial überlagerte Parabraunerde aus Löß. Die Bodenart im Oberboden ist schluffiger Lehm mit 7 % Sand, 62 % Schluff und 31 % Ton. Der pH-Wert im Oberboden betrug 6,5, der Humusgehalt 4,4 % und ist für Ackerflächen damit verhältnismäßig hoch.

Das Feld wurde parallel zum Hang geteilt. In der oberen Hälfte wurden 1992 die Herbizide Terbutylazin und Pendimethalin als Tankmischung mit einer Aufwandmenge von 1,96 bzw. 3,2 kg Wirkstoff/ha (entspricht den doppelten praxisüblichen Aufwandmengen) in den auflaufenden Mais appliziert. Im Jahr darauf wurden Isoproturon und das Fungizid Fenpropimorph in Sommerweizen ebenfalls als Tankmischung mit 1,5 bzw. 0,75 kg/ha (entspricht den empfohlenen Aufwandmengen) im Nachauflauf ausgebracht. Um die Verlagerung hangabwärts verfolgen zu können, wurden im unteren, unbehandelten Teil der Versuchsfläche im Abstand von 1 - 32 m von der behandelten Fläche Runoff-Sammelbehälter (im folgenden als Runoff-Behälter bezeichnet) eingelassen (Abb. 1). Nach jedem Runoff-Ereignis wurde der Behälterinhalt, getrennt nach Wasser und Sediment, mittels gas- und hochdruck-flüssigkeitschromatographischer Verfahren analysiert (Einzelheiten bei LANG 1994).

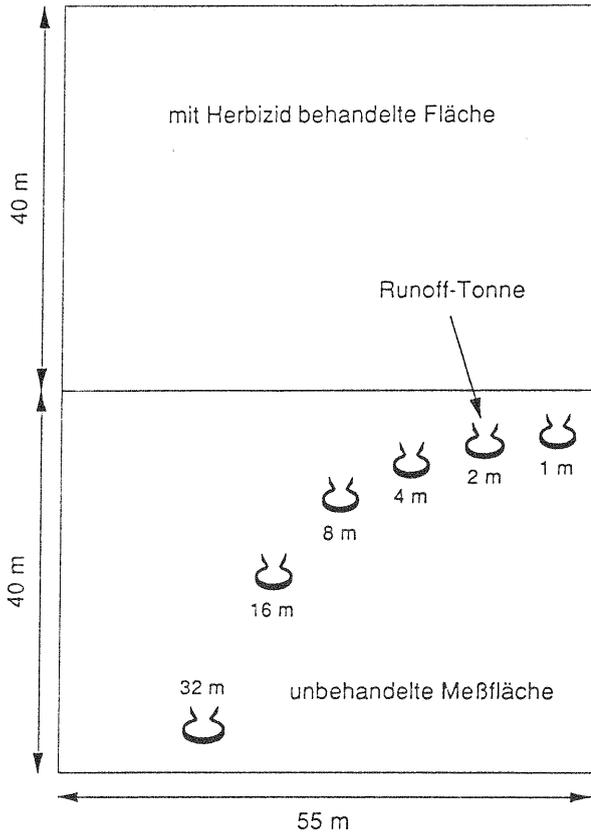


Abb. 1: Anlage der Versuchsfläche mit Runoff-Behältern

Ergebnisse und Diskussion

Witterung

In Mais 1992 kam es bei insgesamt 33 Niederschlagsereignissen 12mal zu meßbarem Oberflächenabfluß (Tab. 1). Insgesamt fielen während des Untersuchungszeitraums 382,5 mm Niederschlag.

Tab. 1: Niederschläge am Standort Nellingen während des Untersuchungszeitraums 1992 (Mai bis September); * Ereignisse mit Runoff

Datum	Regen (mm)	Datum	Regen (mm)	Datum	Regen (mm)
11.05.	1,5	26.06.	2,0	17.08.	3,0
13.05.	1,0	29.06.	9,0	21.08.	2,0
22.05.	2,0	S Juni:	149,5	24.08.*	21,0
27.05.	1,0			31.08.	3,5
S Mai:	5,5	06.07.*	25,0	S August:	78,5
		08.07.	2,0		
01.06.	1,5	14.07.*	23,0	02.09.*	28,0
04.06.*	43,0	21.07.	3,0	04.09.	5,5
06.06.*	17,0	24.07.*	37,0	07.09.	2,0
09.06.*	22,0	S Juli:	90,0	14.09.	5,0
15.06.	2,0			16.09.	6,5
19.06.*	29,0	03.08.*	31,0	21.09.	9,5
22.06.	4,0	12.08.*	16,0	23.09.	2,5
23.06.*	20,0	14.08.	2,0	S September.:	59,0

In Sommerweizen im Jahr 1993 kam es bei 14 Niederschlagsereignissen 5mal zu Runoff (Tab. 2). Das erste Ereignis am 3. Mai trat bereits vor der Pflanzenschutzmittel-Applikation ein und kann somit als "Nullprobe" angesehen werden. Insgesamt fielen im Untersuchungszeitraum 198 mm Regen.

Tab. 2: Niederschläge am Versuchsstandort während des Untersuchungszeitraums 1993 (Mai bis Mitte Juli); * Ereignisse mit Runoff

Datum	Regen (mm)	Datum	Regen (mm)	Datum	Regen (mm)
03.05.*	14,0	03.06.	8,0	09.07.	5,0
17.05.*	29,0	04.06.	7,0	13.07.	7,0
24.05.*	20,0	14.06.	8,5		
28.05.*	12,0	15.06.	6,5		
S Mai:	75,0	18.06.	15,0		
		22.06.*	30,0		
		25.06.	27,0		
		30.06.	9,0		
		S Juni:	111,0		

Runoff-Mengen und Sedimentanteile

Das nach einem Runoff-Ereignis in die Behälter abgeflossene Boden-Wasser-Gemisch unterlag, mit Werten zwischen 0,6 und 6,6 l, relativ großen Schwankungen. Am Hangfuß eingelassene Behälter führten tendenziell immer etwas größere Runoff-Mengen.

Die Sedimentanteile im Runoff waren in beiden Jahren verhältnismäßig gering (<1,5 %). In Mais traten Werte von 0 - 12,9 und in Sommerweizen von 0 - 0,8 g/l auf. Die höchsten Sedimentanteile wurden stets zu Beginn der Untersuchungen bei noch schwach entwickelten Beständen festgestellt.

Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen im Runoff

In allen Fällen wurden die Pflanzenschutzmittel durch Runoff aus der behandelten Fläche ausge-
tragen. Erwartungsgemäß wurden die höchsten Konzentrationen meist beim ersten Ereignis in den obersten Behältern erreicht. Unter **Mais** war Terbuthylazin im Runoff-Wasser mit Werten bis zu 28,7 mg/l nachweisbar, während Pendimethalin, aufgrund seiner sehr geringen Wasserlöslichkeit und seiner starken Sorption an Bodenbestandteile, zu keinem Zeitpunkt in nachweisbaren Konzentrationen in der Wasserphase auftrat (Tab. 3). Bereits nach dem ersten Regen mit Runoff,

ca. 3 Wochen nach der Applikation, konnten Terbutylazin und sein Metabolit 32 m von der behandelten Fläche entfernt im Runoff-Wasser nachgewiesen werden (Tab. 3). Die Konzentrationen im Runoff-Sediment betragen bis zu 2,8 mg/kg (Tab. 4) und waren damit erheblich größer als die entsprechenden Werte im Runoff-Wasser. Die höheren Rückstands-Konzentrationen im Sediment werden aber durch die geringen Sedimentanteile im Runoff wieder deutlich relativiert. Im Runoff-Sediment wurden Terbutylazin und Pendimethalin bereits nach dem ersten Ereignis in 16 m Entfernung nachgewiesen. Im Verlauf der Untersuchung wurden beide Verbindungen bis zu dem am weitesten entfernten Behälter verlagert. Bemerkenswert ist dabei, daß während der Untersuchung in keinem Fall Erosionserscheinungen (Rillenbildung etc.) zu beobachten waren. Damit wird eindrucksvoll demonstriert, daß es durch Runoff sehr leicht zur Kontamination von Gewässern kommen kann.

Tab. 3: Konzentrationen von Terbutylazin und Desethylterbutylazin im Runoff-Wasser (mg/l) unter Mais im Jahr 1992 (Applikation: 15.5.1992)

Terbutylazin												
Distanz *	4.6.	6.6.	9.6.	19.6.	23.6.	6.7.	14.7.	24.7.	3.8.	12.8.	24.8.	2.9.
1 m	14,29	4,60	1,67	0,64	0,74	0,35	0,39	0,20	0,14	0,05	0,10	n.n.
2 m	28,73	3,64	2,33	0,32	1,37	0,55	0,19	0,12	0,16	0,13	0,13	n.n.
4 m	2,29	5,56	0,87	0,46	0,28	0,21	0,34	0,09	0,31	0,17	0,13	n.n.
8 m	2,24	0,87	0,70	0,21	0,46	0,19	1,46	0,11	0,07	0,06	0,12	n.n.
16 m	1,71	1,24	0,31	0,09	2,12	0,34	0,12	0,15	0,07	0,17	0,17	n.n.
32 m	5,56	1,52	0,40	0,08	0,09	0,26	0,11	0,09	0,05	0,05	0,04	n.n.
n.n. = nicht nachweisbar; NG = 0,02 mg/l												
Desethylterbutylazin												
1 m	0,53	0,36	0,77	0,49	0,27	0,20	0,16	1,04	0,10	0,12	0,05	n.n.
2 m	0,49	0,30	0,66	0,34	0,19	0,13	0,12	0,61	0,16	n.n.	0,07	n.n.
4 m	0,88	0,31	0,45	0,36	0,17	0,20	0,17	0,24	0,15	0,11	0,08	n.n.
8 m	0,42	0,24	n.n.	0,30	0,14	0,13	0,14	0,17	0,11	0,10	0,44	n.n.
16 m	0,49	0,45	n.n.	0,22	0,17	0,17	0,22	0,09	0,17	0,13	n.n.	n.n.
32 m	0,18	0,28	0,20	0,17	0,21	0,11	0,25	n.n.	0,12	n.n.	n.n.	n.n.
* Entfernungen der Runoff-Behälter vom Rand der behandelten Fläche												

n.n. = nicht nachweisbar; NG = 0,05 mg/l

Tab. 4: Konzentrationen von Terbutylazin und Pendimethalin im Runoff-Sediment (mg/kg) unter Mais im Jahr 1992 (Applikation: 15.5.1992)

Terbutylazin												
Distanz *	4.6.	6.6.	9.6.	19.6.	23.6.	6.7.	14.7.	24.7.	3.8.	12.8.	24.8.	2.9.
1 m	2740	120	-	-	100	8	n.n.	n.n.	n.n.	-	-	-
2 m	830	42	110	-	11	12	n.n.	n.n.	-	-	-	-
4 m	-	55	-	-	n.n.	n.n.	-	-	-	-	-	-
8 m	47	9	n.n.	-	4	4	9	-	n.n.	-	n.n.	-
16 m	37	15	n.n.	17	15	2	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
32 m	-	23	-	-	n.n.	2	n.n.	n.n.	n.n.	-	n.n.	-

n.n. = nicht nachweisbar; NG = 1,2 mg/kg

Pendimethalin												
Distanz *	4.6.	6.6.	9.6.	19.6.	23.6.	6.7.	14.7.	24.7.	3.8.	12.8.	24.8.	2.9.
1 m	1180	140	-	-	180	44	30	16	40	-	-	-
2 m	371	74	310	-	80	32	33	7	-	-	-	-
4 m	-	130	-	-	58	250	-	-	-	-	-	-
8 m	206	79	230	-	50	11	8	-	37	-	n.n.	-
16 m	72	51	n.n.	20	42	9	8	16	18	64	n.n.	n.n.
32 m	-	45	-	-	53	10	35	22	21	-	n.n.	-

* Entfernungen der Runoff-Behälter vom Rand der behandelten Fläche
 - kein Runoff-Sediment
 n.n. = nicht nachweisbar; NG = 4,3 mg/kg

In **Sommerweizen** war die Zahl der Runoff-Ereignisse mit 5 deutlich geringer als im Jahr zuvor in Mais (12 Ereignisse). Das Konzentrationsniveau von Isoproturon und Fenpropimorph im Runoff-Wasser (Tab. 5) war im Vergleich zu Terbutylazin ungefähr um den Faktor 30 niedriger. Die Hauptursache dafür ist sicher in der Applikation im Nachauflauf zu sehen, wobei in der Regel nur geringe Wirkstoffanteile die Bodenoberfläche erreichen und für Austragsmechanismen zur Verfügung stehen.

Tab. 5: Konzentrationen von Isoproturon und Fenpropimorph im Runoffwasser (mg/l) unter Sommerweizen im Jahr 1993 (Applikation: 10.5.1993)

Isoproturon					
Distanz *	3.5.	17.5.	24.5.	28.5.	22.6.
1 m	n.n.	0,85	0,23	-	n.n.
2 m	n.n.	1,41	0,15	n.n.	n.n.
4 m #	-	-	-	-	n.n.
8 m	n.n.	0,42	0,16	n.n.	n.n.
16 m	n.n.	0,20	0,12	n.n.	n.n.
32 m	n.n.	n.n.	-	-	n.n.
n.n. = nicht nachweisbar; NG = 0,08 mg/l					
Fenpropimorph					
1 m	n.n.	0,66	0,28	-	n.n.
2 m	n.n.	0,60	0,22	n.n.	n.n.
4 m #	-	-	-	-	n.n.
8 m	n.n.	0,22	0,41	n.n.	n.n.
16 m	n.n.	0,12	0,13	n.n.	n.n.
32 m	n.n.	n.n.	-	-	n.n.
* Entfernungen der Runoff-Behälter vom Rand der behandelten Fläche # Runoff-Behälter vermutlich undicht - kein Runoff n.n. = nicht nachweisbar; NG = 0,07 mg/l					

Der Hauptaustrag fand wie im Jahr zuvor beim ersten Ereignis nach der Applikation statt. Dabei wurden Isoproturon und Fenpropimorph über 16 m weit in der Wasserphase hangabwärts transportiert. Erosionserscheinungen auf der Bodenoberfläche waren auch diesmal nicht zu erkennen. Ein Transport der Wirkstoffe bis zum Runoff-Behälter 32 m fand während der gesamten Untersuchungszeit nicht statt. Meßbare Sedimentmengen wurden lediglich beim ersten Ereignis abgeschwemmt. Die Konzentrationen von Fenpropimorph lagen dabei zwischen <5 und 207 mg/kg. Isoproturon und sein Metabolit waren zu keiner Zeit im Runoff-Sediment nachweisbar.

Pflanzenschutzmittel-Frachten im Runoff

Vergleicht man die ausgetragenen Wirkstoffmengen (Tab. 6/7), so zeigt sich, daß in Mais aufgrund der lang anhaltenden geringen Bodenbedeckung mit wesentlich höheren Wirkstoffausträgen zu rechnen ist als im raschwüchsigen Getreide. Betrachtet man die Wirkstoffsummen für die einzelnen Wannen, so zeigt sich erwartungsgemäß, daß die Frachten mit zunehmender Entfernung von der behandelten Fläche meist abnahmen. Von Pendimethalin wurden insgesamt nur ca. 10 % der von Terbutylazin verfrachteten Menge ausgetragen. Während Pendimethalin zu 100 % im Sediment transportiert wurde, dominierte bei allen anderen Verbindungen der Austrag in der Wasserphase. Dieser Sachverhalt muß bei der Entwicklung von geeigneten Vermeidungsstrategien berücksichtigt werden. Das Fungizid Fenpropimorph und das Herbizid Isoproturon zeigten, bei gleichem Applikationstermin, ein nahezu identisches Austragsverhalten.

Tab. 6: Wirkstoff-Frachten (mg) in den Runoff-Behältern unter Mais, aufsummiert über den Untersuchungszeitraum (Mai - September 1992) und ihr Anteil im Runoff-Wasser und -Sediment

Wirkstoff	Runoff-Behälter	S	Anteil im Wasser (%)	Anteil im Sediment (%)
Terbutylazin	B 1 m	58,4	91	9
	B 2 m	98,6	94	6
	B 4 m	27,8	99	1
	B 8 m	13,8	97	3
	B 16 m	11,7	96	4
	B 32 m	9,0	98	2
Pendimethalin	B 1 m	4,9	-	100
	B 2 m	5,2	-	100
	B 4 m	1,4	-	100
	B 8 m	2,3	-	100
	B 16 m	2,3	-	100
	B 32 m	1,8	-	100

Tab. 7: Wirkstoff-Frachten (mg) in den Runoff-Behältern unter Sommerweizen aufsummiert über den Untersuchungszeitraum (Mai - Juli) und ihr Anteil im Runoff-Wasser und -Sediment

Wirkstoff	Runoff-Behälter	S	Anteil im Wasser (%)	Anteil im Sediment (%)
Fenpropimorph	B 1 m	1,5	85	15
	B 2 m	0,9	94	6
	B 4 m #	-	-	-
	B 8 m	2,1	91	9
	B 16 m	1,8	94	6
	B 32 m	n.n.	-	-
n.n. = nicht nachweisbar; NG = 0,07 mg/l bzw. 5 mg/kg				
Isoproturon	B 1 m	1,6	100	-
	B 2 m	1,3	100	-
	B 4 m #	-	-	-
	B 8 m	2,2	100	-
	B 16 m	1,1	100	-
	B 32 m	n.n.	100	-
# Runoff-Behälter vermutlich undicht n.n. = nicht nachweisbar; NG = 0,08 mg/l bzw. 2 mg/kg				

Zusammenfassung

Die unter natürlichen Witterungsbedingungen durchgeführten Feldstudien zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln aus behandelten Flächen durch Runoff lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- a) In allen Fällen wurden Pflanzenschutzmittel durch Runoff aus der behandelten Fläche ausgetragen.
- b) Die Sedimentanteile im Runoff waren stets sehr gering (<1,5 %).

- c) Der größte Austrag erfolgte beim ersten Ereignis nach der Applikation; spätere Niederschläge waren meist von untergeordneter Bedeutung.
- d) Die höchsten Wirkstoff-Frachten wurden erwartungsgemäß in den obersten Behältern erreicht.
- e) Die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Wirkstoffe bestimmten die Verteilung zwischen Runoff-Wasser und -Sediment. Pendimethalin war als einzige Verbindung ausschließlich im Runoff-Sediment nachweisbar.
- f) Die Wirkstoff-Konzentrationen im Runoff-Sediment waren meist deutlich höher als im Runoff-Wasser. Dennoch fand der Hauptaustag für die Mehrzahl der untersuchten Verbindungen in der Wasserphase statt (Ausnahme: Pendimethalin).
- g) Pflanzenschutzmittel können durch Runoff auch über größere Entfernungen sehr leicht in Oberflächengewässer gelangen. Bereits beim ersten Runoff-Ereignis nach der Applikation wurde ein Wirkstofftransport hangabwärts bis zu 32 m in der Wasserphase und bis zu 16 m im Sediment festgestellt.
- h) Die in Mais festgestellten Wirkstoff-Frachten waren wesentlich größer als die in Sommerweizen.
- i) Das Herbizid Isoproturon und das Fungizid Fenpropimorph zeigten bei gleichem Applikationstermin keine Unterschiede im Austragsverhalten.

Schlußfolgerungen

In intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind die Oberflächengewässer in der Regel mit Rückständen von Pflanzenschutzmitteln kontaminiert. Zur Entwicklung von geeigneten Verminderungsstrategien sind umfassende Kenntnisse über die zur Kontamination führenden Prozesse notwendig.

Runoff ist, neben Dränagen und Hofabwässern (Reinigung der Spritzgeräte!), ein wichtiger Eintragungspfad von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer.

Im Bemühen, die durch Runoff eingetragenen Mengen zu verringern, wird die Reduktion der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel-Mengen stets von zentraler Bedeutung sein. Darüber hinaus existieren bereits umfangreiche Erfahrungen im Bereich runoff- bzw. erosionsmindernder Maßnahmen. Neben bodenschonenden Bestell- und Ernteverfahren und einer ausgewogenen Fruchtfolge (Humuswirtschaft, Zwischenfruchtanbau) ist insbesondere auch an Minimalbodenbearbeitungssysteme zu denken. Durch eine deutlich verbesserte Infiltration der Niederschläge werden die Runoff-Mengen und damit auch die Wirkstoffausträge bei Minimalbodenbearbeitung im allgemeinen reduziert.

Über die Wirksamkeit bewachsener Uferrandstreifen ("Pufferstreifen") ist bisher nur relativ wenig bekannt. Die eigenen Ergebnisse haben gezeigt, daß die Wirkstoff-Konzentrationen im Runoff mit zunehmendem Abstand von der behandelten Fläche merklich abnehmen. Somit könnten unbehandelte und dicht bewachsene Pufferstreifen mit mindestens ca. 10 m Breite die Runoff-Mengen und die Werkstoffeinträge in Gewässer deutlich verringern. Bei intensiven Runoff-Ereignissen mit Rillenerosion ist ihr Rückhaltevermögen allerdings sehr schnell erschöpft, so daß runoff-reduzierende Maßnahmen auch im Feld, d.h. oberhalb der Pufferstreifen angewendet werden sollten.

Die Vielzahl der Einflußgrößen auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer bringt es vermutlich mit sich, daß nur eine Kombination mehrerer Maßnahmen im Stande sein wird, das Ausmaß der Kontamination merklich zu verringern. Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und die chemische Industrie müssen dieses Ziel künftig gemeinsam verfolgen.

Literatur:

LANG, S. (1994): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer.-Dissertation Universität Hohenheim, im Druck.

LEONARD, R.A. (1990): Movement of pesticides into surface waters. In: H.H. CHENG (ed.): Pesticides in the Soil Environment. - SSSA Book Series, no. 2, Soil Science Society of America Inc., Madison, 303-349.

Prozesse bei der Pflanzenschutzmittelverlagerung mit Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

Einleitung

Auf geneigten Flächen tragen Oberflächenabfluß und Bodenabtrag bei Starkregen maßgeblich zur Kontamination von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) bei (HURLE et al., 1993). Die Prozesse, die bei der lateralen PSM-Verlagerung ablaufen, werden im folgenden an Hand der Ergebnisse von Regensimulationsversuchen auf Kleinparzellen im Freiland dargestellt und erörtert. Unmittelbar daraus abgeleitet werden Maßnahmen zur Verringerung des PSM-Eintrages in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Material und Methoden

Drei Herbizidwirkstoffe (**Tab. 1**) mit unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften wurden als Gemisch auf Feldparzellen (4.6 * 1.5 m; Bearbeitung in Gefällerrichtung; z. T. unbewachsen, z. T. mit Gerste zwischen Drei-Blatt-Stadium und Bestockung) aufgebracht. Der Boden des Versuchsstandortes war ein kiesiger, sandiger Lehm mit 1.7 Gew.-% organischer Substanz und einem pH von 6.6. Die Hangneigung betrug ca. 11 %.

Tab. 1. Verwendete Wirkstoffe

Wirkstoff	Wasserlöslichkeit [mg/L]	KOC [L/kg]	Aufwandmenge [kg/ha]
Dichlorprop-P	700	54	1.2
Isoproturon	65	122	1.2
Bifenox	0.36	5000	0.6

Zu verschiedenen Zeitpunkten nach der Herbizidapplikation (2 h bis 14 d) wurde meist je eine unbewachsene und eine Gerstenparzelle mit einem Regensimulator mit einer Intensität von i. d. R. etwa 70 mm/h beregnet. Bei jeweils einer Parzelle betrug die Beregnungsintensität 29, 50 bzw. 99 mm/h. Auf eine 60minütige Beregnung folgte eine 15minütige Pause, an die sich ein zweiter Beregnungslauf (30 min) anschloß. Die Beregnungspause ist im folgenden nicht dargestellt. Die Abflusssuspension wurde in Auffangtrichtern am unteren Parzellenende zusammengeleitet und in kalibrierten Gefäßen gesammelt. Aus der zum Befüllen dieser Gefäße erforderlichen Zeit wurde die Abflußrate berechnet. Die Sedimentkonzentration in der Abflusssuspension wurde an ausgewählten Proben durch Verdampfen des Wassers bestimmt. Desweiteren wurden pro 90minütiger Beregnung etwa 10 bis 15 l-Proben zur Herbizidbestimmung genommen. Sofort im Anschluß an die Beregnungen wurden Sediment und Abflußwasser durch Membranfiltration getrennt und eingefroren. Die Herbizidanalyse erfolgte mittels RP-HPLC. Die Methoden wie auch die Ergebnisse sind im Detail bei HAIDER (1994) dargestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Stark sorbierte Wirkstoffe

Bifenox (BIF), das stellvertretend für stark am Boden sorbierte Wirkstoffe steht, wurde fast ausschließlich sorbiert an Bodenteilchen verlagert. Der Transport in gelöster Form war zu vernachlässigen. Die BIF-Konzentration im Abflußwasser lag stets unter 20 µg/L.

Im Sediment lag die BIF-Konzentration zu Abflußbeginn meist bei etwa 10 bis 20 mg/kg, unabhängig davon, wann der Oberflächenabfluß einsetzte. Während der 90minütigen Beregnung sank die Konzentration i. d. R. auf 1 bis 2 mg/kg. Beregnungen bei unterschiedlichen Regenintensitäten zeigten, daß bei gleicher Abtragssumme ähnliche BIF-Konzentrationen im Sediment auftraten (**Abb. 1**). Mit steigender Abtragssumme sank die BIF-Konzentration, weil

- der Gehalt an organischer Substanz (als wichtiger Sorbent für BIF) im Abtrag abnahm,
- die Bodenoberfläche zunehmend an BIF verarmte und
- der BIF-Gehalt des Bodens mit der Tiefe stark zurückging.

Bei stark sorbierten PSM sollte daher zusammen mit den Konzentrationen stets die Abtragungssumme bis zum Probenahmezeitpunkt angegeben werden. Dadurch werden auch Konzentrationen für verschiedene Regenintensitäten und Bodenbedeckungsgrade miteinander vergleichbar.

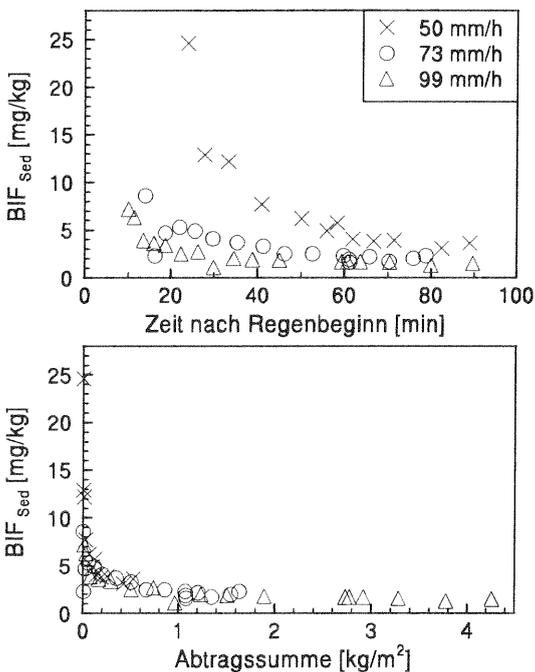


Abb. 1.

BIF-Konzentration im Sediment bei unterschiedlicher Regenintensität in Abhängigkeit von der Zeit nach Regenbeginn (oben) bzw. Abtragungssumme (unten) bei Gerstenparzellen, die 1 d nach der Herbizidapplikation beregnet wurden.

Zwar zeigen in **Abb. 1** (unten) die Konzentrationskurven bei unterschiedlichen Regenintensitäten denselben Verlauf in Abhängigkeit von der Abtragungssumme, doch unterschiedlich die mittlere BIF-Konzentration im Sediment für eine definierte Regendauer deutlich: Bei geringer Regenintensität wurde wenig, aber stark mit Wirkstoff angereicherter Boden (von der obersten Bodenschicht) abgetragen, so daß die mittlere BIF-Konzentration im Sediment hoch war. Mit steigender Regenintensität - und dasselbe gilt auch für eine abnehmende

Bodenbedeckung, also z. B. für eine Ausbringung im Voraufbau - wurde mehr Boden verlagert. Da dieser aus zunehmend tieferen, und daher weniger mit BIF kontaminierten Bodenschichten kam, sank die mittlere BIF-Konzentration im Sediment. Die lateral verlagerte Wirkstoffmenge wuchs daher mit steigendem Bodenabtrag nur subproportional an.

Schwach sorbierte Wirkstoffe

Dichlorprop-P (DPP) und Isoproturon (IPU), beides schwach am Boden sorbierte Wirkstoffe, wurden vor allem in gelöster Form verlagert. Ihre Konzentration in der Abflusssuspension nahm im Verlauf der Beregnung ab, weil die Bodenoberfläche zunehmend an Wirkstoff verarmte. Da diese Verarmung nicht, wie beim BIF, bodengebunden, sondern sowohl durch das oberflächlich abfließende als auch durch das infiltrierende Wasser erfolgte, zeigten sich bei gleicher Niederschlagssumme (= Summe aus Abfluß und Infiltration) ähnliche DPP- und IPU-Konzentrationen in Sediment (**Abb. 2**) und Abflussswasser, unabhängig von der Regenintensität.

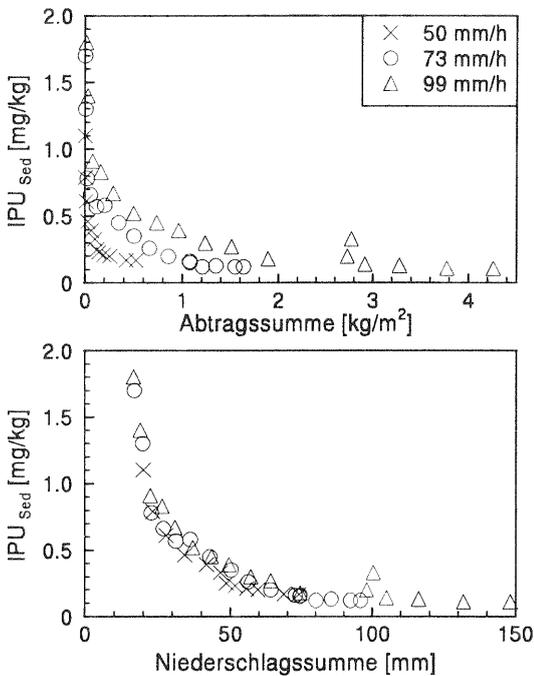


Abb. 2.

IPU-Konzentration im Sediment bei unterschiedlicher Regenintensität in Abhängigkeit von der Zeit nach Regenbeginn (oben) bzw. Abtragssumme (unten) bei Gerstenparzellen, die 1 d nach der Herbizidapplikation beregnet wurden.

Obwohl der Verlauf der Wirkstoffkonzentrationen im Sediment (dasselbe gilt für das Abflußwasser) in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme bei unterschiedlichen Regenintensitäten ähnlich war (**Abb. 2 unten**), gab es deutliche Unterschiede bei den Spitzenkonzentrationen, den mittleren Konzentrationen und den Wirkstofffrachten. Bei niedriger Regenintensität - aber auch bei hohem Bodenbedeckungsgrad - war nämlich mehr Niederschlag erforderlich, um Oberflächenabfluß hervorzurufen. Daher wurde vor Abflußbeginn schon ein größerer Wirkstoffanteil in den Boden eingewaschen, so daß sowohl die Spitzenkonzentration als auch die mittlere Wirkstoffkonzentration in der gesamten Abflußsuspension geringer war als bei hoher Regenintensität und/oder geringem Bodenbedeckungsgrad. Da mit steigender Regenintensität und abnehmendem Bedeckungsgrad nicht nur die Wirkstoffkonzentrationen, sondern auch die Abfluß- und Abtragsmengen anstiegen, erhöhten sich dadurch die Wirkstofffrachten sehr stark.

Trat bereits nach 2 bis 4 mm Niederschlag Oberflächenabfluß auf, so lag die Spitzenkonzentrationen im Abflußwasser bei beiden Wirkstoffen bei über 2000 µg/L. Mit steigender Niederschlagssumme nahm ihre Konzentration in Sediment und Abflußwasser stark ab, und zwar beim schwächer gebundenen DPP stärker als bei IPU. Nach 100 mm Niederschlag lag die DPP-Konzentration im Abflußwasser meist bei unter 10, die IPU-Konzentration bei 10 bis 100 µg/L.

Wurden DPP und IPU erst während der Hauptbestockung der Gerste (Bodenbedeckung durch die Pflanzen etwa 15 %) ausgebracht, so wurde ein Teil der Wirkstoffe von den Pflanzen abgewaschen und führte zu einer Erhöhung der Wirkstoffkonzentrationen im Abflußwasser, vor allem bei hoher Niederschlagssumme. Da bei den Regensimulationsversuchen sehr hohe Niederschlagsmengen appliziert wurden, war der Konzentrationsanstieg durch diese Pflanzenabwaschung so stark, daß bei den Gerstenparzellen die Wirkstofffrachten z. T. sogar größer waren als bei unbewachsenem Boden. Da die Niederschlagsmengen bei den meisten natürlichen Regen aber deutlich geringer sind, dürfte bei diesen die Wirkstoffabwaschung von den Pflanzen weit weniger ausgeprägt sein. Bei natürlichen Regen sind die Wirkstofffrachten daher i. d. R. in Pflanzenbeständen (zumindest bei Bedeckungsgraden bis etwa 15 bis 20 %) geringer als bei unbewachsenem Boden.

Eine Bilanzierung der während einer 90minütigen Beregnung verlagerten Wirkstoffmengen zeigt, daß die applizierten Wirkstoffe - insbesondere DPP und IPU - größtenteils vertikal, und

nur in geringerem Maße mit der Abflusssuspension, verlagert wurden (**Abb. 3**). Erwartungsgemäß drang das am schwächsten gebundene DPP am tiefsten in den Boden ein. Eine Wirkstoffverlagerung erfolgte jedoch nicht nur lateral an der Bodenoberfläche und vertikal, sondern es wurden auch erhebliche Wirkstoffmengen mit dem Zwischenabfluß (engl. Interflow) in geringer Bodentiefe weitgehend oberflächenparallel hangabwärts transportiert. Dies führte vor allem bei IPU zu einer deutlichen Akkumulierung im unteren (d. h. hangabwärts gelegenen) Parzellenbereich in einer Bodentiefe von etwa 2 bis 10 cm (**Abb. 3**). Deshalb wurden im unteren Parzellenbereich etwa 95 % der applizierten IPU-Menge, im oberen Parzellenbereich dagegen nur rund 80 % wiedergefunden. Bei dem sehr schwach gebundenen DPP reichten die rund 100 mm Niederschlag sogar aus, mehr als die Hälfte der applizierten Menge aus dem betrachteten Pedon auszutragen. Auch dies dürfte vor allem mit dem Zwischenabfluß erfolgt sein. In einigen Fällen trat der stark mit IPU und DPP angereicherte Zwischenabfluß am unteren Parzellenende wieder an die Oberfläche und führte zu einem deutlichen Anstieg der Wirkstoffkonzentrationen im Abflußwasser. Diese Exfiltration von z. T. stark mit PSM angereichertem Zwischenabfluß ist bei langen Hängen häufiger zu erwarten. Daher sind an langen Hängen höhere Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenabflußwasser zu erwarten als bei den untersuchten Kleinparzellen.

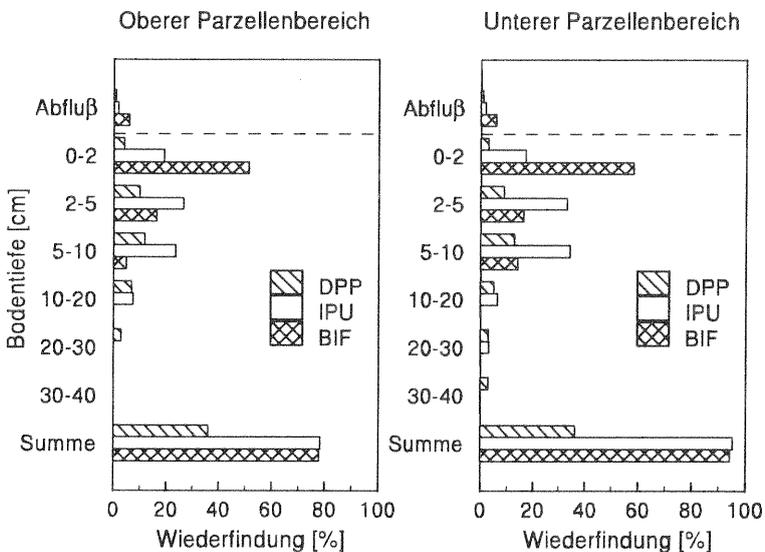


Abb. 3. Wirkstoffmengen in der Abflusssuspension sowie in verschiedenen Bodentiefen nach der Beregnung im oberen und unteren Parzellenbereich bezogen auf die Mengen in 0 bis 2 cm Tiefe vor der Beregnung (= 100 % Wiederfindung). Gerstenparzellen, Beregnung 5 d nach der Herbizidapplikation, Regenintensität 73 mm/h.

Konsequenzen für die Verringerung der Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln aus diffusen Quellen

Stark sorbierte Wirkstoffe

Bei stark am Boden sorbierten Wirkstoffen spielt die Verlagerung mit dem Abflusswasser kaum eine Rolle. Deshalb muß nur deren Verlagerung mit dem Sediment kontrolliert werden.

Die Spitzenkonzentration ist weitgehend unabhängig vom Abflußbeginn. Sie hängt primär von der PSM-Aufwandmenge ab. Die mittlere Wirkstoffkonzentration im Sediment sinkt mit steigendem Bodenabtrag. Die verlagerte Wirkstoffmenge (Wirkstofffracht) steigt mit dem Bodenabtrag subproportional an. Maßnahmen zur Verringerung der Wirkstofffrachten müssen die Aufwandmenge und den Bodenabtrag reduzieren.

Auf stark geneigten Flächen - insbesondere bei geringer Bodenbedeckung - sollten solche Wirkstoffe daher nicht in Zeiten eingesetzt werden, in denen erosive Regen wahrscheinlich sind (in Deutschland vor allem Mitte Mai bis Mitte September; AUERSWALD, 1993). Eine Bodenbedeckung, d. h. eine PSM-Applikation im Nachauflauf, verringert den Boden- und PSM-Abtrag. In Kulturen, die im Zeitraum von Mitte Mai bis Mitte September den Boden nur wenig bedecken (in Deutschland sind dies insbesondere Mais, Zuckerrüben, Raps, Hopfen und Gemüsekulturen), sollten Mulchverfahren eingesetzt werden. Gerade für die flächenmäßig bedeutsamen Kulturen Mais und Zuckerrüben stehen praxisreife Verfahren zur Verfügung (KAINZ, 1991 und 1989). Wo eine Bodenbedeckung nicht möglich ist, kann der PSM-Abtrag u. U. durch eine Einarbeitung des PSM verringert werden, da dadurch die Wirkstoffkonzentration in der obersten Bodenschicht abnimmt (BAKER & LAFLEN, 1979).

Grasfilterstreifen entlang von Oberflächengewässern können zwar einen Teil des abgetragenen Bodens zurückhalten, doch wird in ihnen vor allem die Sand- und Grobschlufffraktion

deponiert (SCHAUDER & AUERSWALD, 1992). Der Ton und die organische Substanz, die wichtigsten Sorbenten für PSM, bleiben dagegen häufig in Suspension und werden mit dem abfließenden Wasser über weite Strecken transportiert. Die Grasfilterstreifen müßten daher relativ breit sein (sicherlich > 10 m), was deren Akzeptanz senkt. Zudem tritt die sedimentbefruchtete Abflusssuspension meist nicht breitflächig, sondern als konzentrierter Abflußstrom in die Filterstreifen über, so daß deren Retentionsvermögen für PSM häufig gering ist.

Grundsätzlich sind Maßnahmen, die darauf abzielen, den Boden in situ zu halten, auch deshalb zu bevorzugen, weil bei einem Bodenabtrag Sorptionsplätze für PSM verlorengehen, und die Wasserhaltefähigkeit des Bodens zurückgeht. Letztere ist vor allem für die Retention von schwach sorbierten, gut wasserlöslichen Stoffen (PSM, Nitrat) wichtig.

Schwach sorbierte Wirkstoffe

Schwach am Boden sorbierte Wirkstoffe werden überwiegend in gelöster Form verlagert (i. d. R. > 75 % der Wirkstofffracht). Da die Wirkstoffkonzentration in der Abflusssuspension gerade zu Beginn eines Regens mit steigender Niederschlagssumme sehr stark zurückgeht, ist die Verzögerung des Abflußbeginns die wichtigste Maßnahme, die Spitzenkonzentration, die mittlere Konzentration im Abfluß und die Wirkstofffracht zu verringern.

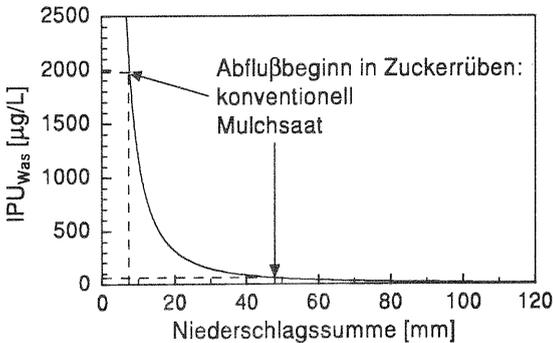


Abb. 4.

Verlauf der IPU-Konzentration im Abflußwasser in Abhängigkeit von der Niederschlagssumme für alle Berechnungen ($n = 381$; $r^2 = 0.864$). Eingezeichnet ist auch der Abflußbeginn in einem Zuckerrübenbestand (4-Blatt-Stadium; Regenintensität 65 mm/h) bei konventioneller Bestelltechnik und bei Mulchsaat.

Wie die Versuche zeigten, ist eine Pflanzenbedeckung, also die Nachauflaufanwendung, dazu gut geeignet. Wenn eine Bodenbedeckung durch die Hauptkultur nicht möglich ist, kann auch die Mulchsaat eingesetzt werden. In **Abb. 4** ist dargestellt, wie die IPU-Konzentration im Abflußwasser mit zunehmender Niederschlagssumme bei den Berechnungsversuchen abnahm. Eingezeichnet ist der Abflußbeginn in einem Zuckerrübenbestand bei einer Beregnung (Intensität 65 mm/h) zum Zeitpunkt der Herbizidapplikation (Vier-Blatt-Stadium der Rüben) bei konventioneller Bestelltechnik und bei Mulchsaat (Daten für den Abflußbeginn nach KAINZ, persönliche Mitteilung). In dem dargestellten Beispiel gehen die Spitzenkonzentration und die Wirkstofffracht bei der Mulchsaat auf weniger als ein Zwanzigstel der Werte bei konventionellem Anbau zurück. Nur in den seltensten Fällen dürfte der Anstieg der Wirkstoffkonzentration im Abflußwasser durch die Abwaschung des PSM von der Mulch- bzw. Pflanzenoberfläche so stark sein, daß dabei größere Wirkstoffmengen transportiert werden als dies ohne Mulch oder Pflanzen der Fall wäre.

Auch eine Erhöhung der Oberflächenrauigkeit quer zur Gefällerrichtung kann den Abflußbeginn verzögern. Bestellverfahren, die ein rauhes Saatbett schaffen, sind daher zu bevorzugen. Fahrspuren, oder gar Fahrgassen in Gefällerrichtung begünstigen dagegen einen frühzeitigen Abflußbeginn.

Auf vernäßen Flächen tritt früh Abfluß auf. Eine Dränung verzögert den Abflußbeginn, jedoch wird u. U. Wirkstoff mit dem Dränagewasser verlagert. Da die PSM während des Transports zu den Dränen sorbiert und abgebaut werden können, verringert sich durch die Dränung vermutlich der Eintrag in Oberflächengewässer. Wenn möglich, sollte auf vernäßen Flächen aber auf die Anwendung schwach sorbierter PSM verzichtet werden.

Filterstreifen sind wenig wirksam, um den Eintrag schwach sorbierter Substanzen in den Vorfluter mit dem Oberflächenabfluß zu verringern, da in ihnen i. d. R. nur wenig Wasser infiltriert.

Bei schwach sorbierten Wirkstoffen wird ein beträchtlicher Anteil mit dem Zwischenabfluß transportiert. Dies geschieht auch bei nicht-erosiven Regen, insbesondere während längerer Regenperioden. Das PSM-haltige Wasser kann auch weit außerhalb der behandelten Fläche an die Oberfläche treten oder direkt in den Vorfluter gelangen. Gegenmaßnahmen sind hier besonders schwierig. Inwieweit Filterstreifen entlang der Oberflächengewässer dazu beitragen können, den mit dem Interflow in den Vorfluter eingetragenen Anteil zu reduzieren, ist zu prüfen.

Zusammenfassung und Ausblick

Am einfachsten ist eine Verringerung des PSM-Eintrages in Oberflächengewässer bei stark am Boden sorbierten Wirkstoffen (hoher KOC-Wert, Wasserlöslichkeit meist $< 1 \text{ mg/L}$) zu erreichen, weil dazu nur der Bodenabtrag reduziert werden muß. Da in einem Pflanzenbestand weniger Boden abgetragen wird als bei unbewachsenem Boden, ist die PSM-Anwendung im Nachauflauf günstiger als im Voraufbau. In Kulturen, in denen die PSM zu einem Zeitpunkt angewendet werden, zu dem erosive Regen wahrscheinlich sind (Mitte Mai bis Mitte September) und der Boden nur wenig bedeckt ist (vor allem Mais, Zuckerrüben, Hopfen, Gemüsekulturen), sollten in hängigem Gelände (ab etwa 5 % Hangneigung) Mulchverfahren eingesetzt werden. Auf eine Voraufbauspritzung (ohne Einarbeitung) sollte unter diesen Bedingungen verzichtet werden.

Bei schwach am Boden sorbierten Wirkstoffen kann die Verlagerung mit Oberflächenabfluß und Bodenabtrag am wirksamsten durch eine Verzögerung des Abflußbeginns reduziert werden. Diese kann durch eine Bedeckung des Bodens durch Pflanzen oder - meist noch

wirksamer - Mulch erreicht werden. Auch eine höhere Oberflächenrauigkeit verzögert den Abflußbeginn. Problematisch sind verdichtete Bereiche, insbesondere Fahrspuren oder -gassen in Gefällerrichtung, da in ihnen der Abfluß meist bald nach Regenbeginn einsetzt und sie auch den Zwischenspurbereich drainieren.

Schwach sorbierte Wirkstoffe werden in beträchtlichem Ausmaß mit dem Zwischenabfluß verlagert. Da der Wirkstoff bei diesem Transportpfad eine Bodenpassage durchmacht, kann er noch sorbiert und abgebaut werden. Dies ist einem direkten Stoffeintrag in die Oberflächengewässer mit der Abflußsuspension vorzuziehen.

Um abzuschätzen, wie der PSM-Einsatz in einem Wassereinzugsgebiet die Qualität der Oberflächengewässer beeinflusst, ist die Modellierung des Transportes der PSM vom Ort der Applikation in den Vorfluter unabdingbar. Die Modellierung ist bei den stark sorbierten Wirkstoffen vergleichsweise einfach, da Modelle zur Verfügung stehen, mit denen der Bodenabtrag hinreichend genau vorausgesagt werden kann. Weitaus schwieriger ist die Prognose bei den schwach sorbierten Wirkstoffen, die aber mengenmäßig am wichtigsten sind. Regensimulationsversuche können dazu beitragen, die Wirkstoffdesorption im Feld während eines Regens besser zu verstehen (HAIDER, 1994) und wichtige Parameter für die Modellierung abzuleiten. Wegen der großen Bedeutung des Abflußbeginns für die PSM-Konzentrationen und -Frachten muß dieser möglichst genau vorausgesagt werden. Hierzu sind die bestehenden Hydrologie-Modelle für deutsche Boden-, Klima- und Anbaubedingungen zu prüfen und gegebenenfalls zu verbessern. Ein wesentlicher Forschungsbedarf besteht im Hinblick auf den Wirkstofftransport mit dem Interflow. Dabei sollte auch untersucht werden, inwieweit Filterstreifen entlang von Oberflächengewässern den PSM-Eintrag mit dem Interflow reduzieren können.

Literatur

- AUERSWALD, K. (1993). Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Relief, Boden, Paläoklima, Band 8. Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart. 208 S.
- BAKER, J.L.; LAFLEN, J.M. (1979). Runoff Losses of Surface-Applied Herbicides as Affected by Wheel Tracks and Incorporation. J. Environ. Qual. 8: 602-607.

- HAIDER, J. (1994). Herbizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - Feldversuche mit simuliertem Regen. Dissertation, TU München-Weihenstephan, 214 S.
- HURLE, K.; LANG, S.; KIRCHHOFF, J. (1993). Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel. *In*: Vorstand des Dachverbandes DAF, (Hrsg.), Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft - gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz. Schriftenreihe Agrarspectrum Band 21, BLV Verlagsgesellschaft, München, 47-65.
- KAINZ, M. (1989). Runoff, erosion and sugar beet yields in conventional and mulched cultivation. Results of the 1988 experiment. *Soil Technol. Ser. 1*: 103-114.
- KAINZ, M. (1991). Schutzmaßnahmen gegen Bodenerosion. *Berichte über Landwirtschaft*. 205. Sonderheft. Verlag Paul Parey, Hamburg, 83-98.
- SCHAUDER, H.; AUERSWALD, K. (1992). Long-term trapping efficiency of a vegetated filter strip under agricultural use. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 155: 489-492.

Danksagung

Die Arbeiten wurden vom Umweltbundesamt im Rahmen des Projektes "Erfassung des Runoff bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln - Entwicklung von Expositionsmodellen" (Nr. 223301) finanziell gefördert. Dem Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie sei für die gute Zusammenarbeit bei der Versuchsdurchführung, insbesondere bei der Herbizidanalytik, gedankt.

W. Kördel, H. Klöppel

Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 57392 Schmallenberg

Runoff-Versuche an Großparzellen

Einleitung

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials bei Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) gemäß Pflanzenschutzgesetz sind neben dem Rückstandsverhalten und der Wirkung auf der behandelten Fläche die Exposition und mögliche unerwünschte Wirkung auf Nichtzielflächen zu betrachten. Neben der Verwehung (Abdrift) und der Verflüchtigung bei Ausbringung der PSM stellt der Transport durch Drainage und Oberflächenabfluß (Runoff) nach Applikation und anschließend eintretenden Regenereignissen die Hauptbelastung für die an dem Acker angrenzenden Ökosysteme dar. Neben dem Gesamtaustrag an PSM über Oberflächenabfluß spielen Spitzenkonzentrationen der PSM in der wässrigen bzw. der Sedimentphase des Runoff für die Beeinträchtigung benachbarter Ökosysteme eine entscheidende Rolle. Je nach Wasserlöslichkeit und Verteilung Sediment/Wasser werden die PSM hauptsächlich in der Wasser- bzw. in der Sedimentphase von der Oberfläche abgeschwemmt. Zu Erosion führende Starkregenereignisse führen zu einem hohen Sedimentabtrag, womit der Abtrag an Sediment gebundenen, weniger wasserlöslichen PSM wesentlich ansteigt. Die kumulativen Gesamtausträge der PSM hängen vom kumulativen Wasserabfluß, dem kumulativen Sedimentabtrag und den Konzentrationen in der Wasser- und der Sedimentphase ab. Die in der Literatur angegebenen Werte für die PSM Gesamtausträge unterscheiden sich häufig um Größenordnungen, was auf die große Variationsbreite der den Oberflächenabfluß beeinflussenden (Umwelt)Parameter zurückzuführen ist. [1-7]

Um beim praktischen Einsatz von PSM das Gefährdungspotential für benachbarte Ökosysteme so niedrig wie möglich zu halten, sind Kenntnisse über die grundlegenden physikalischen, chemischen, biologischen und hydrogeologischen Prozesse wichtig, die den Transport der PSM vom Ort der Applikation zu anrainenden Flächen bestimmen. Dabei stehen eine Vielzahl von Vorgängen in komplexen, z.Zt. funktional nicht ausreichend beschreibbaren Zusammenhängen. Der Einfluß der einzelnen Variablen kann jedoch in kontrollierten Parzellenversuchen abgeklärt werden.

Die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen, daß zwischen dem partikelgebundenen Austrag und dem Austrag in gelöster Form über die Wasserphase unterschieden werden muß. Schwerlösliche PSM wie Bifenox werden praktisch nur bei erosiven Niederschlägen in benachbarte Flächen transportiert und verbleiben dort über einen längeren Zeitraum am Sediment sorbiert. [8, 9] Ein Transport von wasserlöslichen PSM wie Dichlorprop und Isoproturon tritt weit häufiger auch bei nicht erosiven Regenereignissen auf. Höhere Konzentrationen sind zu erwarten, wenn die PSM auf relativ feuchtem Boden ausgebracht wurden und innerhalb einer Woche nach Anwendung Regenereignisse zu einem Oberflächenabfluß führen. Um diesen nicht erosiven Oberflächenabfluß näher zu untersuchen und Kleinparzellenversuche zu ergänzen, wurden die im folgenden beschriebenen Untersuchungen an Großparzellen durchgeführt.

Beschreibung der Experimente

Auf einer größeren Ackerfläche, die zu einem Wasserlauf hin durch einen ca. 50 m breiten Wiesenstreifen abgegrenzt war, wurden zwei Parzellen von 10 x 60 m abgegrenzt. Die wesentlichen Punkte der Versuchsbeschreibung können wie folgt zusammengefaßt werden:

Tab. 1: Versuchsbeschreibung:

Parzelle:	10 m x 60 m		
Hangneigung:	ca. 8 %		
Boden:	schluffiger Lehm		
Aplikation:	1,20 kg/ha	Dichlorprop-p	Duplosan DP
	1,16 kg/ha	Isoproturon	} Tolkan Fox
	0,58 kg/ha	Bifenox	
Kultur:	Triticale, 30-40 % Bodenbedeckung		
Beregnung:	14 mm/h	2,5 Stunden	
Beregnungsbeginn:	24 Stunden nach Applikation		

Die Beregnung erfolgte über eine gebräuchliche Sprinkleranlage, wie sie im gewerblichen Gemüsebau eingesetzt wird. Zwischen beiden Parzellen verlief ein Bewässerungsstrang. Die Düsen waren so angeordnet, daß die notwendige Überlappung und damit eine gleichmäßige Beregnung der Fläche gegeben war. Die Ausbringung der PSM erfolgt mit einem 10 m breiten Spritzbalken hangabwärts, so daß auf jeder Parzelle eine Schlepperspur vorhanden war.

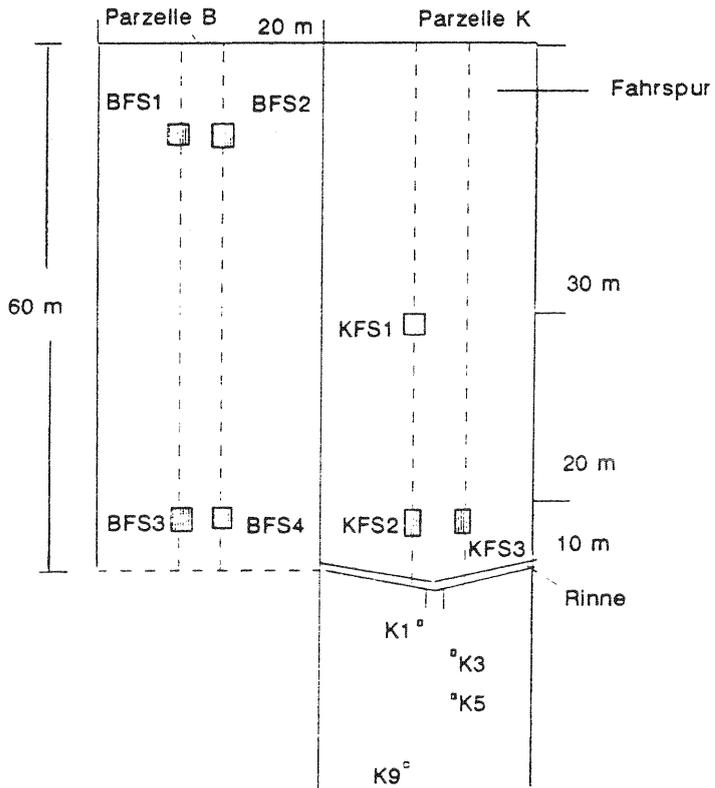
Die Probenahme während der Beregnung erfolgte in der Schlepperspur, in einem Ablaufkanal an der unteren Parzellenhälfte und auf dem sich anschließenden grasbewachsenen Randstreifen (Abb. 1). Die Aufarbeitung und Analyse der Proben erfolgte nach der von Klöppel et al. [10] beschriebenen Methode.

Ergebnisse und Diskussion

Der Oberflächenabfluß begann in den Schlepperspuren ca. 15 Minuten nach Beregnungsbeginn (ca. 3,5 mm Niederschlag). Deutlich später setzte der Gesamtabfluß vom Feld ein (nach ca. 40 minütiger Beregnung; ca. 9,3 mm Niederschlag). Dieser Befund verdeutlicht, daß bei der Simulation eines Regens mit mittlerer Intensität zunächst die Infiltration deutlich gegenüber dem Oberflächenabfluß überwiegt. Selbst nach einer Beregnungszeit von 2,5 h (35 mm Niederschlag) betrug der Abfluß nur 200 l, d.h. mehr als 99 % des Beregnungswassers infiltrierten in den Boden.

Entsprechend des frühen Abflußbeginns in den Schlepperspuren konnten hier die höchsten PSM-Konzentrationen gemessen werden. Abb. 2 zeigt, daß für alle drei Probenahmebereiche (10 m, 30 m und 50 m vom oberen Rand der Parzellen) vergleichbare Konzentrationskurven erhalten werden. Die höchsten gemessenen Konzentrationen liegen bei 1400 µg/l für Isoproturon und Dichlorprop und fallen schnell auf ca. 500 µg/l ab. Gegen Ende des Versuchs liegen die PSM-Konzentrationen in den Fahrspuren zwischen 200 und 300 µg/l. Die Abbildungen (Abb. 2) zeigen ferner, daß die PSM-Konzentrationen im Oberflächenabfluß auf der Parzelle sich weder nennenswert anreichern noch eine Verdünnung durch den Niederschlag auftritt. Aufgrund dieser Ergebnisse sind die ausgetragenen Konzentrationen in der Wasserphase bei Plotversuchen und Großparzellenversuchen bei ähnlichen kumulativen Niederschlägen vergleichbar, so daß die Ergebnisse auf den Feldmaßstab übertragen werden können. Wie bereits diskutiert, setzt der Oberflächenabfluß über die gesamte Parzelle erst nach 40 minütiger Beregnung ein. Die Wirkstoffkonzentrationen liegen hier zwischen 100 - 200 µg/l. Eine deutliche Konzentrationsabnahme während der Versuchslaufzeit ist nicht zu verzeichnen. Wie Abbildung 3 verdeutlicht, setzt ein nennenswerter Wasserabfluß erst nach ca. 25 mm Niederschlag ein. Da die Wirkstoffkonzentrationen von Dichlorprop-p und Isoproturon im ablaufenden Wasser aus der Rinne am Parzellenende über die Versuchszeit weitgehend konstant waren, verlaufen Wirkstoff- und Wasseraustragskurven parallel. Bedingt durch den

Abb. 1 Probenahmepunkte

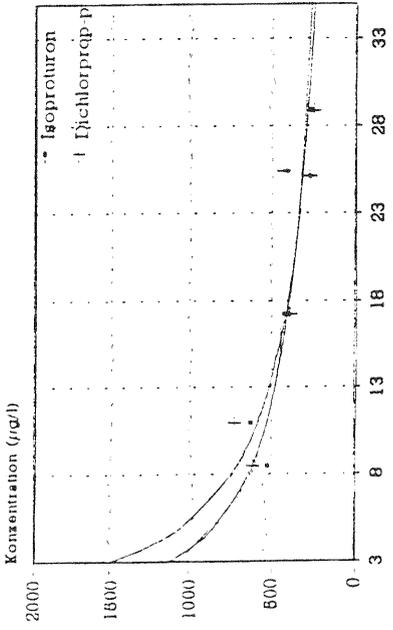


BFS und KFS: Probenahmepunkte in den Fahrspuren

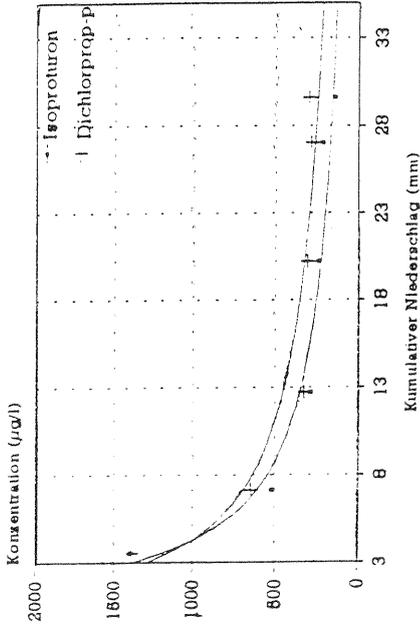
K: Probenahmepunkte im Randstreifen

Abb. 2 Dichlorprop-p und Isoproturonkonzentrationen im Oberflächenabfluß

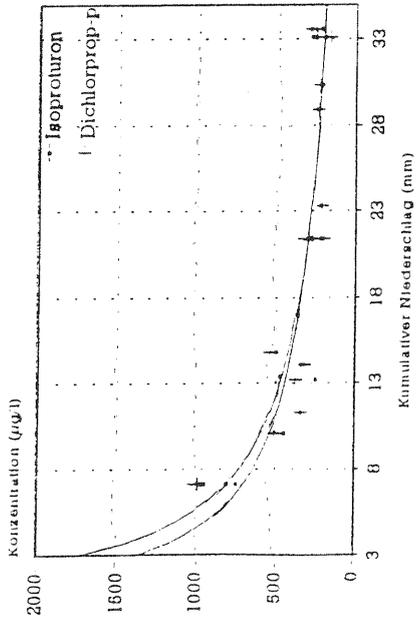
Probenahmepunkte BFS1, BFS2



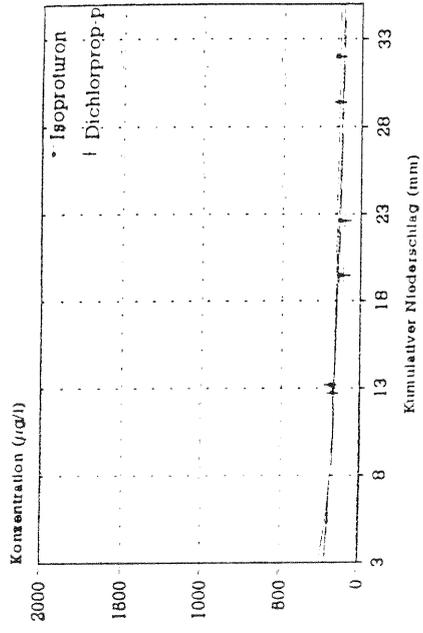
Probenahmepunkte KFS1



Probenahmepunkte KFS2, KFS3, BFS3, BFS4



Probenahmepunkte Rinne



während der Versuchszeit geringen Wasseraustrag werden auch dementsprechend nur ca. 0,4 % der applizierten Wirkstoffmenge ausgetragen. Bei einer Weiterführung der Beregnung wäre es aber auch bei diesem Versuch zu einem höheren Wirkstoffaustrag gekommen. Die Konzentrationen von Dichlorprop-p und Isoproturon liegen, wie schon bei den Kleinparzellenversuchen, sehr dicht zusammen. Das mobilere, wasserlösliche Dichlorprop-p wird - (s. Tab. 2) - zu Beginn der Beregnung mit dem infiltrierenden Wasser stärker in tiefere Bodenschichten verlagert als Isoproturon. Die Oberfläche verarmt an Dichlorprop-p, das dann der Oberflächenabwaschung nicht mehr zur Verfügung steht. Dies wird auch durch Messungen am Drainageauslauf bestätigt. Bereits 3 Stunden nach Beregnungsbeginn wurden Dichlorprop-p-Konzentrationen von 0,56 µg/l gemessen, die 20 Stunden später auf 0,92 µg/l steigen (Tab. 3). Die Isoproturon-Konzentration im Drainageabfluß lag jeweils unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 µg/l. Bifenox verbleibt an der Bodenoberfläche und wird nicht mit transportiert, da kein erosives Regenereignis simuliert wurde.

Tab. 2: PSM-Konzentration im Boden

	Dichlorprop-p Bifenox [mg/kg] [mg/kg]	Isoproturon [mg/kg]	
Vor Beregnung 0 - 5 cm Schicht	2,18	1,47	0,78
Nach Beregnung 0 - 5 cm Schicht	0,69	0,34	0,77
5 - 10 cm Schicht	0,28	0,10	0,01
10 - 15 cm Schicht	0,21	0,08	0,01

Tab. 3: PSM-Konzentration in der Drainage

Zeit nach Beregnungsbeginn Isoproturon	Dichlorprop-p	
3 h	0,56 µg/l	< 0,1 µg/l
20 h	0,92 µg/l	< 0,1 µg/l

Abb. 4 zeigt die Wirkung des Randstreifens. Bei der Interpretation der Daten muß jedoch berücksichtigt werden, daß die insgesamt ausgetragene Wassermenge mit ca. 200 l sehr gering

ist und daß eine exakte Konzentrationsbestimmung in den Probenahmegefäßen problematisch war, da der Randstreifen während des Versuchs mit beregnet wurde und somit auch eine kontinuierliche Verdünnung des sich im Randstreifen ausbreitenden Runoff-Wassers stattfand. Es wird deutlich, daß die Dichlorprop-p-Konzentration mit wachsender Entfernung vom Feldrand stark abnimmt. Im Abstand von 5 m ist sie von anfangs ca. 150 µg/l auf ca. 2 µg/l abgefallen. Dieser Konzentrationsabfall ist bei Isoproturon noch deutlich stärker ausgeprägt (Abb. 4) und belegt, daß neben der zuvor angesprochenen Verdünnung auch die Sorption des Wirkstoffs im Randstreifen mit verantwortlich für die Konzentrationserniedrigung ist. Die Wirkung und somit die Bedeutung eines grabbewachsenen Randstreifens bei gelösten Wirkstoffen im Abflußwasser muß jedoch noch näher untersucht werden, um zu einer abschließenden Bewertung zu kommen.

Schlußfolgerungen

Der Vergleich der Ergebnisse kleiner Plotversuche und intensiver, erosiver Beregnung mit Großparzellen führt zu folgender Interpretation bezüglich der im Oberflächenabfluß, in gelöster Form transportierten PSM:

- Konzentrationen von Dichlorprop und Isoproturon liegen jeweils im gleichen Bereich.
- In allen Versuchen nimmt die Konzentration im Runoff mit zunehmender Beregnungszeit (kumulativer Niederschlag) ab.
- Bedingt durch den früheren Ablaufbeginn bei Starkregenereignissen, liegen die PSM-Konzentrationen im Abfluß bei den kleinen Plotversuch zum Teil höher.
- Für lösliche und mäßig lösliche PSM ist der Transport in der Wasserphase entscheidend.

Wesentliche Parameter, die den PSM-Austrag bestimmen, sind:

- Eigenschaften der PSM (z.B. Wasserlöslichkeit, Sorption, Abbaugeschwindigkeit), die den Verbleib im Boden und den Austrag in gelöster oder partikelgebundener Form bestimmen.
- Beschaffenheit der Bodenoberfläche (z.B. Verdichtung, Permeabilität, Feuchtigkeit, Rillenbildung) die wesentlich für den Beginn des Abflusses ist.
- Zeitpunkt der Regenereignisse nach der Applikation.
- Kumulative Niederschlagsmenge, bei der der Abfluß von der Fläche beginnt.
- Regenintensität; insbesondere im Hinblick auf erosive Ereignisse.

Literatur

- AHUJA, L.R. (1986). Characterization and Modeling of Chemical Transfer to Runoff. *Adv. Soil Sci.* **4**: 149-188.
- IWAKUMA, T. (1993). Runoff properties and change in concentrations of agricultural pesticides in a river system during a rice cultivation period. *Chemosphere* **27** (4): 677-691.
- H. KLÖPPEL, HAIDER, J., KÖRDEL, W. (1994): Herbicides in surface runoff: a rainfall simulation study on small plots in the field. *Chemosphere* **28/4**: 649-662.
- KLÖPPEL, H.; HAIDER, J.; HOFFMANN, C.; LÜTTECKE, B. (1992). Simultaneous determination of the herbicides isoproturon, dichlorprop-p, and bifenox in soils using RP-HPLC. *Fresenius J. Anal. Chem.* **344**: 42-46.
- KÖRDEL, W., KLÖPPEL, H. (1993). Contamination of aquatic ecosystems by runoff events - comparison of small and large plot experiments. *BCPC - Weeds*: 835-842.
- MICHENFELDER, A.; SCHRAMM, M. (1992). Beregnungsversuche zu: Bestimmung des Austrages von Pflanzenschutzmitteln auf landwirtschaftlichen genutzten Flächen. *Wasserwirtschaft- Wassertechnik* **5**: 206-211.
- OLNESS, A.; SMITH, S.J.; RHOADES, E.D.; MENZEL, R.G. (1975). Nutrient and sediment discharge from agricultural watersheds in Oklahoma. *J. Environ. Qual.* **4**: 331-336.
- SPALDING, R.F.; SNOW, D.D. (1989). Stream Levels of Agrichemicals during a Spring Discharge Event. *Chemosphere* **19**: 1129-1140.
- WAUCHOPE, R.D. (1978). The Pesticide Content of Surface Water Draining from Agricultural Fields - A Review. *J. Environ. Qual.* **7**: 459-472.
- WAUCHOPE, R.D; WILLIAMS, R.G.; MARTI, L.R. (1990). Runoff of Sulfometuron-Methyl and Cyanazine from Small Plots: Effects of Formulation and Grass Cover. *J. Environ. Qual.* **19**: 119-125.

B. Lennartz, W. Wichtmann, K. Weber und P. Widmoser

Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, Universität Kiel, Olshausenstr. 40,
24118 Kiel

Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Dränung

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zweier Bromid-Tracer-Versuche, die an gedränten Standorten unterschiedlicher Bodentextur und -struktur durchgeführt wurden, werden vorgestellt. Während für die Sandversuchsfläche ein konvektiv-dispersiver Transport des gelösten Stoffes konstatiert werden konnte, war für die gut strukturierte Vergleichsfläche eine präferentielle Stoffverlagerung zu beobachten. Mit Hilfe von Färbeversuchen und Modellauswertungen werden generelle Mechanismen und Probleme des bevorzugten Stofftransportes in Böden evaluiert und diskutiert. An Hand verschiedener Literaturquellen kann belegt werden, daß auch reaktive Stoffe an Dränstandorten präferentiell verlagerbar sind. Die Maximalkonzentrationen und damit in der Regel auch die Hauptfracht können stets zu Beginn des Austrages, häufig unmittelbar nach Applikation, detektiert werden. In Abhängigkeit der Niederschlagssituation am Standort und der Chemikalieneigenschaften ist mit Frachten von 0.001 bis 5 % der applizierten Stoffmenge zu rechnen. Generell wird die Gefahr einer Kontamination von Oberflächengewässern mit PSM in der Nähe von Dränflächen größer als bei nicht meliorierten Vergleichsflächen eingeschätzt.

Einleitung

Eine gängige Praxis zur Regulierung des Wasserhaushaltes landwirtschaftlicher Flächen, die zur Vernässung neigen, ist die Dränung. In der BRD sind ca. 2. Mill. ha landwirtschaftliche Nutzfläche gedränt. Die Durchführung der Meliorationsmaßnahme wird für eine verstärkte Nutzung der Flächen, die ihrerseits mit einer Erhöhung des Chemikalienaufwandes einhergeht, durchgeführt. Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Maßnahmen und die direkte

Entwässerung der Flächen über das Dränsystem in die Vorflut birgt ein erhöhtes Kontaminationspotential für Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM).

In der Literatur sind verschiedene Hinweise auf den Austrag von Pflanzenschutzmitteln aus Dränflächen zu finden (z. B. HURLE und LANG, 1992; SOUTHWICK et al., 1992). Dennoch ist die Bedeutung von PSM-Frachten aus Dränflächen für die Belastung von Oberflächengewässern derzeit ungenügend abgeklärt. Veröffentlichtes Datenmaterial läßt nur grobe quantitative Aussagen zu, weil zum einen Abfluß- und Konzentrationsmessungen mit einer zu geringen zeitlichen Auflösung (häufig Wochen- oder Monatsrhythmus) vorgenommen werden, so daß Frachtberechnungen nicht möglich sind; zum anderen wurde in den meisten Versuchen auf Dränflächen kein sogenannter konservativer Tracer gemeinsam mit dem zu untersuchenden PSM appliziert (z. B. KLADIVKO et al., 1991). Dadurch sind keine Angaben über die Abhängigkeit der PSM-Verlagerung zum Wasserfluß möglich. Es ist aber gerade der Wasserfluß, der an Dränstandorten besonderen Verhältnissen unterliegt. Er sollte daher auch in Untersuchungen zum PSM-Austrag aus Dränflächen besonders berücksichtigt werden.

Zur Quantifizierung von Stoffausträgen aus Dränflächen wurden im Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Universität Kiel zwei Feldstandorte meßtechnisch eingerichtet (WICHTMANN, 1994). Die Meßstandorte liegen jeweils in typischen Landschaftsteilen Schleswig Holsteins (Geest, östliches Hügelland). Am Standort Bokhorst ist im Herbst 1993 ein DFG-Projekt zur Quantifizierung von PSM-Frachten aus Dränflächen angelaufen. PSM-Daten liegen z. Z. noch nicht im ausreichenden Maße vor, so daß in der vorliegenden Arbeit die Ergebnisse von zwei Tracerversuchen an zwei verschiedenen Versuchsflächen aus der Abflußperiode 1991/92 vorgestellt werden (WICHTMANN, 1994). Die Bedeutung der Meßtechnik, besonders auch zur Evaluierung von PSM-Frachten wird herausgestellt. Anhand von Literaturdaten kann eine Abschätzung der PSM-Austräge für die eigenen Versuchsflächen vorgenommen werden.

Hydraulische Grundlagen

An gedränten Standorten muß mit besonderen hydraulischen Verhältnissen gerechnet werden. Im Untergrund der meliorierten Böden befindet sich häufig eine wasserundurchlässige Schicht, die in Abhängigkeit der hydrologischen Situation des Standortes zu hoch anstehendem Grund- bzw. Stauwasser führt. Die Regulierung des Wasserhaushaltes über die Dränung kann zu

einem raschen Austausch der Bodenlösung über das gesamte Profil führen. Die von tiefgründigen Böden bekannten Feuchte- und Stofftiefenprofile, die auf die Historie der Niederschlagsereignisse und der Stoffeinträge schließen lassen, ist bei gedränten Flächen nicht zu erwarten. Die vergleichsweise kurze Aufenthaltsdauer des Sickerwassers, vor allem in der biologisch aktiven ungesättigten Bodenzone, schränkt einen Chemikalienabbau ein.

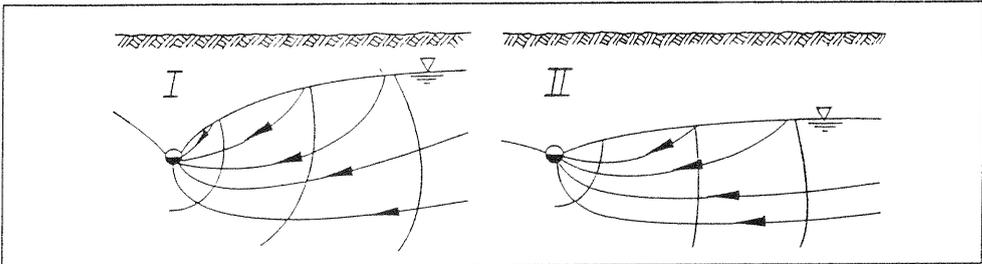


Abb. 1: Stromlinien (Pfeile) und Potentiallinien bei der Anströmung eines Dräns (WICHTMANN, 1994). I. Aufwölbung des Grundwasserspiegels nach starken Niederschlägen; II. Nach Ausbleiben weiterer Niederschläge sinkt der Grundwasserspiegel ab, die Potentiallinien verlaufen nun nahezu senkrecht zur Bodenoberfläche.

Eine detaillierte Betrachtung der Druckverhältnisse in Bodenprofilen mit künstlicher Drainage zeigt, daß das hydraulische Potential im Drän stets 0 ist. Bei Grundwasserständen oberhalb des Dränniveaus besteht also ein Gradient zum Drän hin. Das Wasser fließt senkrecht zu den idealerweise radial um den Drän ausgebildeten Isopotentiallinien (Abb. 1). Die gedränten Flächen weisen ausgeprägte instationäre Fließverhältnisse auf: Nach Niederschlägen staut sich das Sickerwasser oberhalb der undurchlässigen Schicht, der die Dräns meist aufliegen. Das Wasser kann von den Dräns nur nach und nach abgeführt werden, so daß eine Grundwasseraufwölbung zwischen den Dräns entsteht. Mit nachlassenden Niederschlägen sinkt der Grundwasserspiegel, entsprechend geringer ist der Gradient und damit auch die Abflußleistung. Die Strömungslinien verlaufen jetzt horizontal (Abb. 1). Ausführliche Beschreibungen der Vorstellung zum Fließverhalten in gedränten Böden finden sich z. B. bei WIDMOSER, 1990.

Material und Methoden

Die Versuchsflächen

Die beiden Untersuchungsstandorte liegen in charakteristischen Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins. Die Versuchsfläche "Hohn" befindet sich im Landkreis Rendsburg-Eckernförde und ist ein typischer Geeststandort. Der Standort "Bokhorst" als Vertreter des östlichen Hügellands gehört zum Landkreis Plön.

Hohn

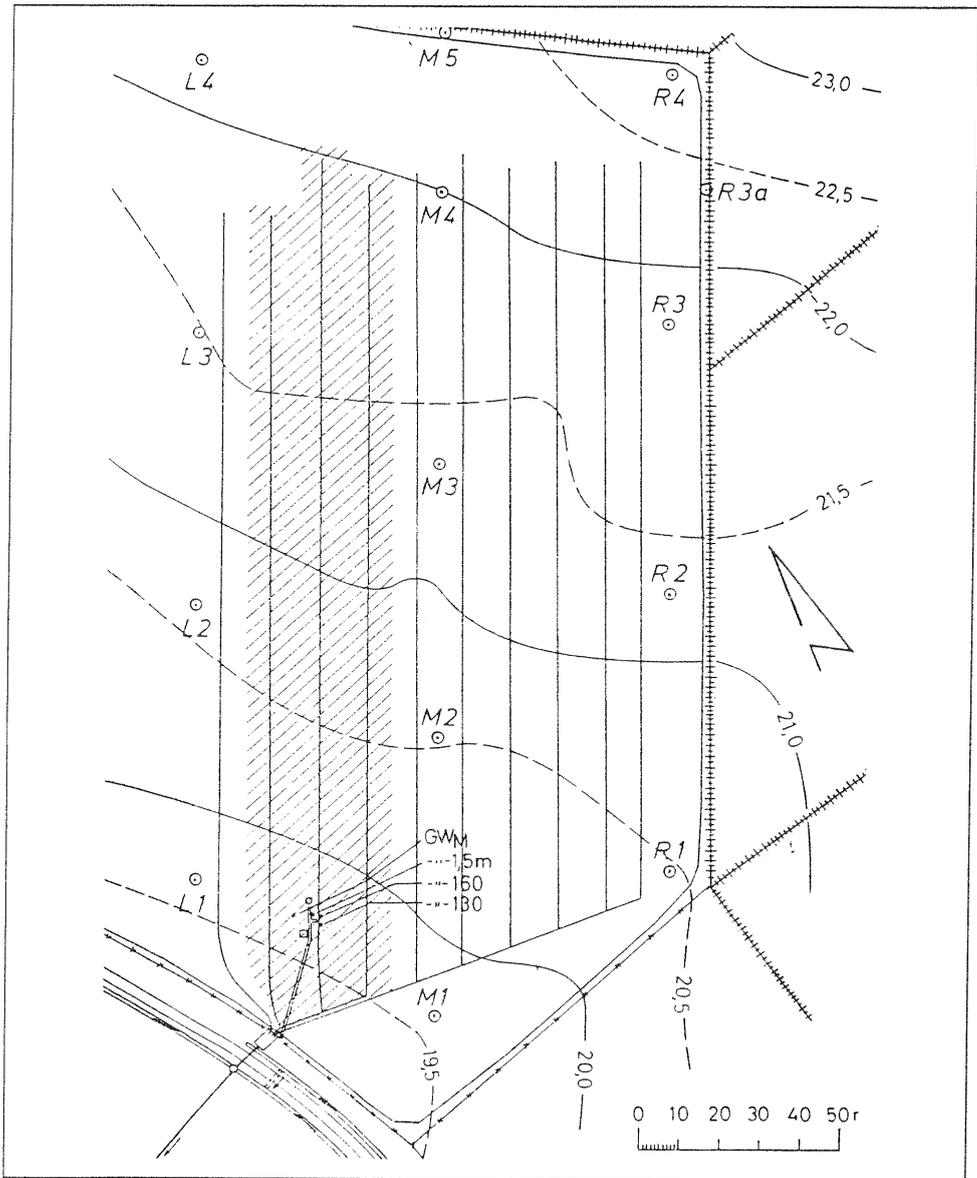


Abb. 2: Versuchsfläche "Hohn". Das Einzugsgebiet der beprobten Dräne ist schraffiert dargestellt.

Das Einzugsgebiet der Versuchsfläche umfaßt 0,785 ha eines 2,7 ha-Schlages (Abb. 2). Die gesamte Fläche wurde 1979 systematisch mit Plastikdräns von 5 cm Durchmesser gedränt. Die Dräns wurden im Durchschnitt in 1 m Tiefe und mit einem Abstand von 12 m verlegt. Das gesamte Dränsystem wurde vor Versuchsbeginn 1991 gespült. Die Sauger der Versuchsfläche wurden von dem übrigen System abgekoppelt und der Meßstation zugeleitet. Die Ausbringung des Bromid-Tracers erfolgte auf einer Teilfläche von 180 m². Diese Applikationsfläche erstreckte sich über alle an die Meßstation angeschlossenen Dräns (Abb. 2).

Der anstehende Boden wurde als Gley-Humuspodsol aus sandigen Windsedimenten angesprochen. Ab ca. 160 cm Tiefe wirkt ein fossiler Anmoorgley aus salleeiszeitlichen Geschiebesedimenten als Staukörper.

Die Körnungsanalyse des Substrates lieferte ein für das vorliegende Ausgangsgestein typisches Ergebnis (Abb. 3). Bis in 140 cm Tiefe überwiegt über das gesamte Profil die Mittel- und Feinsandfraktion. Nennenswerte Feinkornanteile (>2 Vol%) z. B. der Tonfraktion sind erst ab ca. 120 cm Tiefe zu finden.

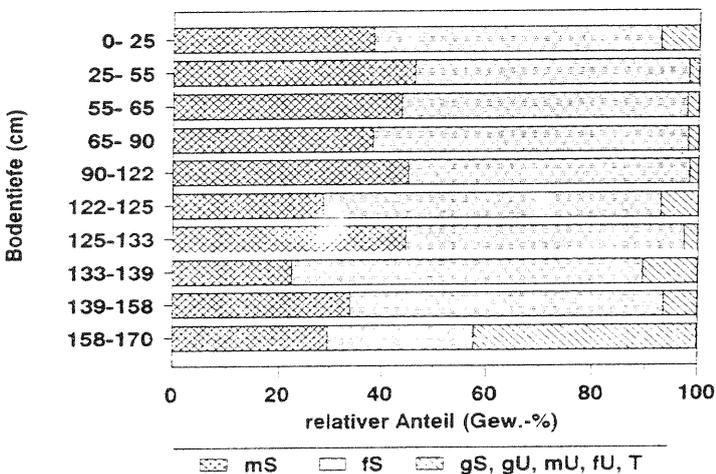


Abb. 3: Korngrößenverteilung Hohn, Grobsand, Schluff und Ton sind wegen der geringen Anteile zusammengefaßt (WICHTMANN, 1994)

Bokhorst

Der Standort Bokhorst wurde 1986 auf einer Fläche von 1,2 ha gedränt. Für Versuchszwecke wurden 4 Sauger aus dem Dränsystem abgekoppelt und in einer Beprobungseinrichtung zusammengefaßt. Die ausgegliederten Dräne entwässern eine Fläche von 0,5 ha (Abb. 4). Das Einzugsgebiet konnte mit Grundwasserbrunnen und Piezometern bei wechselnden Grundwasserständen bestimmt werden. Die Verlegung der 5 cm starken Dränrohre erfolgte im Durchschnitt in 110 cm bis 120 cm Tiefe und mit einem Abstand von 11 m bis 14,5 m.

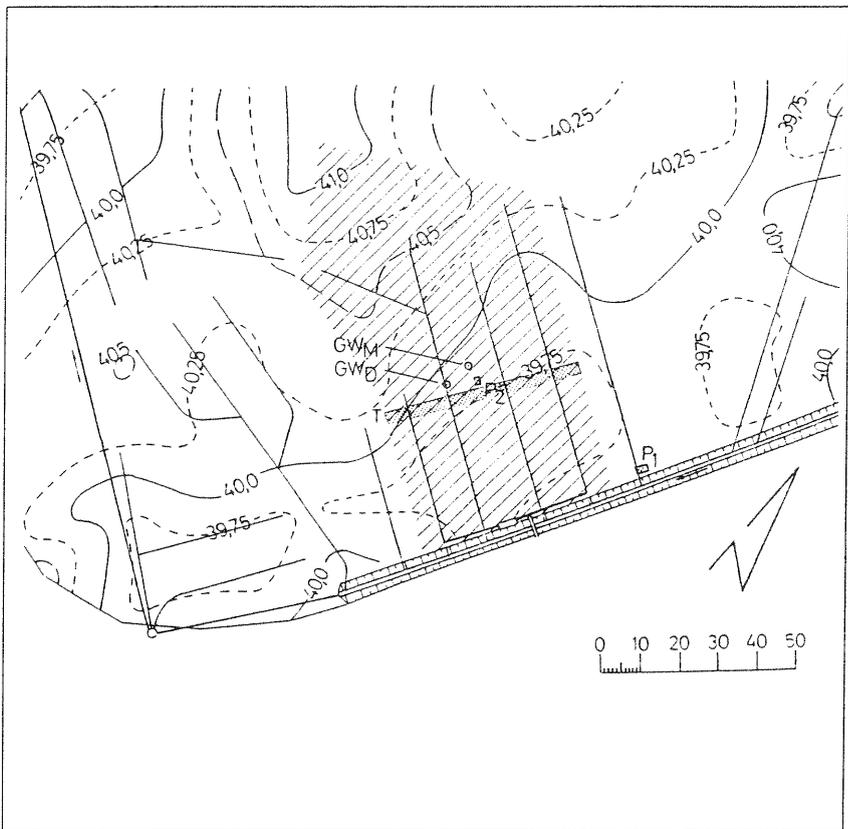
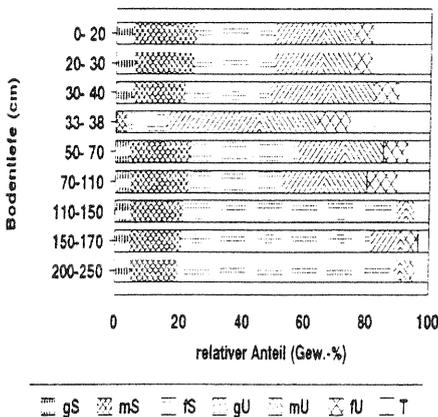


Abb. 4: Versuchsfläche "Bokhorst", das Einzugsgebiet ist schraffiert dargestellt, die Lage der Tracerausbringungsfläche ist mit T, Profil 1 und 2 sind mit P1 und P2 gekennzeichnet (WICHTMANN, 1994)

Der Boden der Versuchsfläche ist als Pseudogley-Pararendzina bis Pseudogley-Parabraunerde-Kolluvium anzusprechen. Der Ap-Horizont (0-30 cm) liegt z. T. direkt einem weichseleiszeitlichen Geschiebelehm auf (A-C-Boden). Unter Einfluß von Stauwasser bildeten sich ab 30 cm Tiefe die pseudogleytypischen streifenförmig verteilten Rostflecken aus. Der skelettarme Boden weist im Bereich der Pflugsohle Subpolyeder- und im Bereich von 30-90 cm Tiefe Polyedergefüge auf. Die tiefer gelegenen Bodenschichten sind durch ein Kohärentgefüge geprägt.

Im Gegensatz zum untersuchten Bodenprofil der Versuchsfläche Hohn konnte für das Profil vom Standort Bokhorst ein differenziertes Körnungsspektrum analysiert werden (Abb. 5). Die Korngrößenverteilung ist dabei für die Versuchsfläche nicht einheitlich, so daß für eine genauere Charakterisierung zwei Profile aufgenommen wurden. In einem Bereich bis etwa 25 cm Tiefe wurde für das Profil P2 ein deutlich höherer Feinsandanteil bestimmt, während für Profil P1 diese Fraktion ab ca. 110 cm Tiefe dominiert. Insgesamt gesehen ist trotz der ausgesprochenen Heterogenität der Fläche der Anteil der Schluff- und Tonfraktion deutlich höher als am Vergleichsstandort.

a:



b:

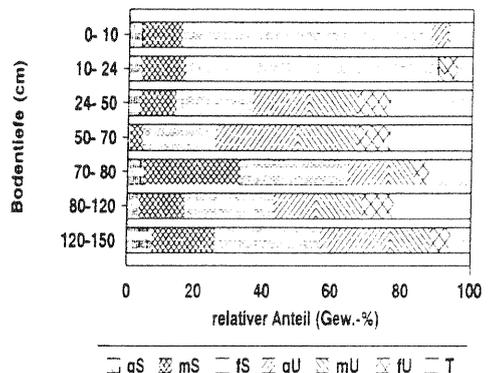


Abb. 5: Korngrößenverteilung für die Profile P1 (a) und P2 (b) (WICHTMANN, 1994)

Abflußmessung und Probenahme

Bei den abgeschlossenen und laufenden Untersuchungen zum Stofftransport an Dränstandorten liegt das Hauptaugenmerk auf der hohen zeitlichen Auflösung der Abfluß- und der Konzentrationsmessung. Um dieser Forderung gerecht zu werden, wurden an beiden Standorten Abflußmeßstationen mit Venturigerinne zur kontinuierlichen Abflußmessung und einer automatischen Probenahme eingerichtet (Abb. 6).

Der Pegelstand im Vorbecken des Venturigerinnes, über den die Abflußmenge mit Hilfe einer Eichfunktion ermittelt wird, wird über eine Drucksensor gemessen. Als zusätzliches Kontrollinstrument dient ein mechanischer Ott-Pegelschreiber.

Der Ansaugstutzen der zeit- bzw. ereignisabhängigen Probenahme reicht ebenfalls in das Vorbecken des Meßgerinnes. Eine 21-Dränwasserprobe wurde in Form von 40 Einzelproben zu je 50 ml genommen. Die Beprobungsintensität variierte von 12 Mischproben innerhalb von 3 Tagen direkt nach Tracerapplication bis 12 Mischproben innerhalb von 14 Tagen am Ende der Abflußperiode.

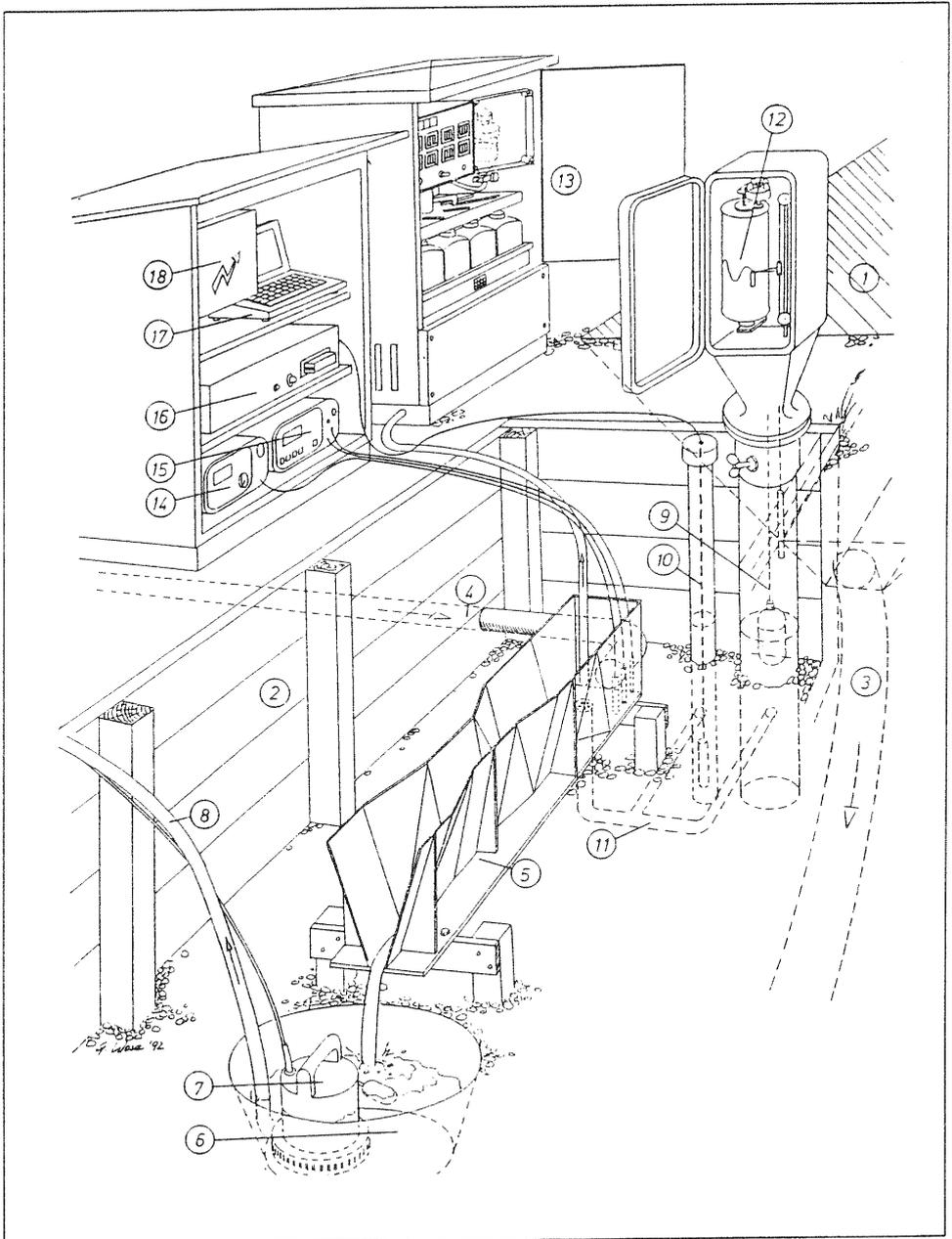


Abb. 6: Abflußmeßstation (WICHTMANN, 1994)

1. Graben; 2. Grabenverbau; 3. Grabenumleitung; 4. Sammler; 5. Meßgerinne; 6. Pumpensumpf; 7. Tauchpumpe; 8. zur Vorflut; 9. Schwimmerpegel; 10. Tauchsensormpegel; 11. kommunizierendes Rohr; 12. Schreiben; 13. aut. Probenahme; 14. Leitfähigkeitsmessung; 15. pH-Messung; 16. Datenerfassung; 17. Programmierung der Datenerfassung; 18. Stromversorgung

Die Applikation von 13,45 kg (Hohn) bzw. 16,75 kg (Bokhorst) in Leitungswasser gelöstem Bromid (als Kaliumbromid) wurde am 22.11. bzw. 25.11.91, also während der Hauptabflußperiode mit einer Rückenspritze durchgeführt. Die Applikationsfläche betrug 180 m² bzw. 167 m².

Die Bromidkonzentrationsbestimmung erfolgte ionenchromatographisch.

Ergebnisse

Niederschlag und Abfluß

Hohn

Erste größere Niederschlagsereignisse sind am Standort Hohn (Wetterstation Rendsburg, DWD) 25 Tage nach Applikation des Tracers, also am 17.12.91, zu verzeichnen. Für diesen Termin wurde eine Tagessumme von 14,5 mm, für die darauf folgenden Tage von 17,5 (20.12.) bzw. 19,6 mm (23.12.) bestimmt. Die nachlassende Regentätigkeit im Januar und Februar ist durch Niederschläge von <8 mm/d gekennzeichnet. Die höchsten Regenereignisse der gesamten Abflußperiode fielen in den Zeitraum März/April 1992 (Abb. 7). Für den Untersuchungszeitraum vom 08.12.91 (Der Zeitraum vor dem 08.12.91 wurde in den Abbildungen nicht mit aufgenommen, weil die Niederschlagssumme bis zu diesem Termin unter 2 mm lag.) bis zum 25.05.92 wurde eine Niederschlagssumme von 341 mm ermittelt.

Die Dräne fingen am 18.12.91, also ein Tag nach den ersten nennenswerten Niederschlägen, an zu laufen, um dann bis zum Ende der Abflußperiode (25.05.92) nicht mehr trocken zu fallen. Die starken Niederschläge im Dezember riefen die höchsten Abflußleistungen hervor. Abnehmende Niederschläge im Januar und Februar hatten geringere Abflußwerte zur Folge. Auffälligerweise spiegeln sich die starken Frühjahrsniederschläge nur andeutungsweise im Abflußverhalten wider. Eine insgesamt eingeschränkte Funktion des Dränsystems muß als Ursache für eine mangelnde Reaktion auf Niederschläge gewertet werden. Für eine nicht voll ausreichende Leistungsfähigkeit spricht auch das Abflußdefizit von 43 mm, das sich aus der Berechnung der einfachen Wasserbilanz ergibt.

Bokhorst

Die Niederschlagsverteilung am Standort Bokhorst (Wetterstation Ruhwinkel, DWD) ist für den betrachteten Zeitraum mit der Situation in Hohn aufgrund einer einheitlichen Großwetterlage in Schleswig-Holstein vergleichbar (Abb. 8). Mit dem 17.12.91 begann eine Woche ergiebiger Niederschläge mit durchschnittlich 11 mm/d. Weitere hohen Tageswerte sind erst ab Anfang März 1992 mit bis zu 29,8 mm/d (10.03.92) zu verzeichnen. Über den gesamten Beobachtungszeitraum fielen 384 mm Niederschlag.

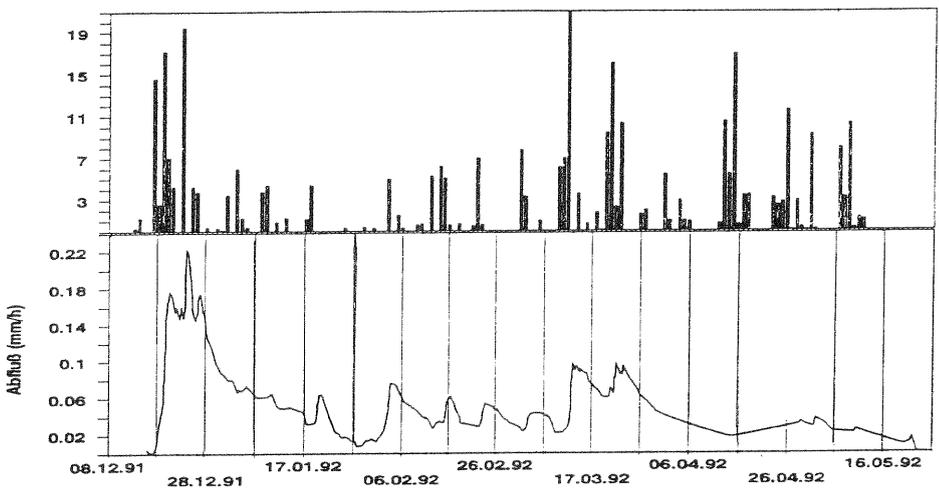


Abb. 7: Niederschlag (mm/d) und Dränabfluß (mm/h) in Hohn 1991/92 (WICHTMANN, 1994)

Die Abflußsituation unterscheidet sich eindeutig von der am Standort Hohn (Abb. 8). Die Abflußspitzen sind mit bis zu 21,6 mm/d deutlich höher als am Vergleichsstandort. Zusätzlich ist ein rascher Rückgang der Abflußleistung nach Ausbleiben weiterer Niederschläge zu beobachten. In Folge davon fielen die Dräns während der Abflußperiode wiederholt trocken. Die ausgeprägte, schnelle Reaktion des Entwässerungssystems und ein errechneter Abflußüberschuß von 8,7 mm zeigt eine gute Funktion des Dränsystems an.

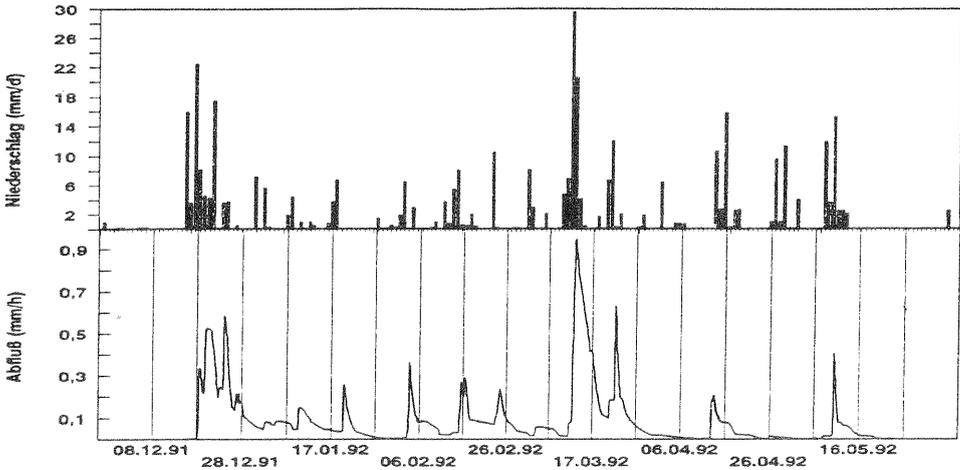


Abb. 8: Niederschlag (mm/d) und Dränabfluß (mm/h) in Bokhorst 1991/92 (WEBER und WICHTMANN, 1993)

Traceraustrag

Für eine bessere Vergleichbarkeit der Bromidkonzentrationsverläufe von beiden Versuchsflächen wurde als Bezugsbasis der kumulierte Dränabfluß gewählt (Abb. 9). Das Durchbruchverhalten des Tracers ist an beiden Standorten sehr unterschiedlich.

In Hohn konnte das erste Bromid 13 Tage nach Abflußbeginn, das heißt nach mehr als 30 mm Abfluß nach der Tracerausbringung, detektiert werden. In Bokhorst ist dagegen ein nahezu zeitgleicher Anstieg von Abflußintensität und Bromidkonzentration zu beobachten. Neben einem verzögerten Auftreten liegen die Konzentrationswerte in Hohn insgesamt auf einem niedrigeren Niveau.

Die erste Hälfte des Gesamtverlaufes der Konzentration (Hohn) erinnert an eine klassische (Gauß'sche) Durchbruchkurve: das erste Auftreten der Chemikalie erfolgt nach einem der

Bodenpassage entsprechenden Zeitraum nach Applikation. Es folgt dann ein allmählicher Konzentrationsanstieg bis zu einer Maximalkonzentration.

In Bokhorst ist dagegen ein senkrechter Konzentrationsanstieg, der von einem lang ausschweifenden und abfallenden Verlauf gefolgt wird, zu konstatieren. Die ausgeprägten Unterschiede im Kurvenverlauf beider Standorte weisen auf abweichende Wasserverhältnisse in beiden Profilen hin. Die ungleichen Fließzustände werden bei der Betrachtung der ausgetragenen Frachten (Konzentration*Abfluß) besonders deutlich (Abb. 10).

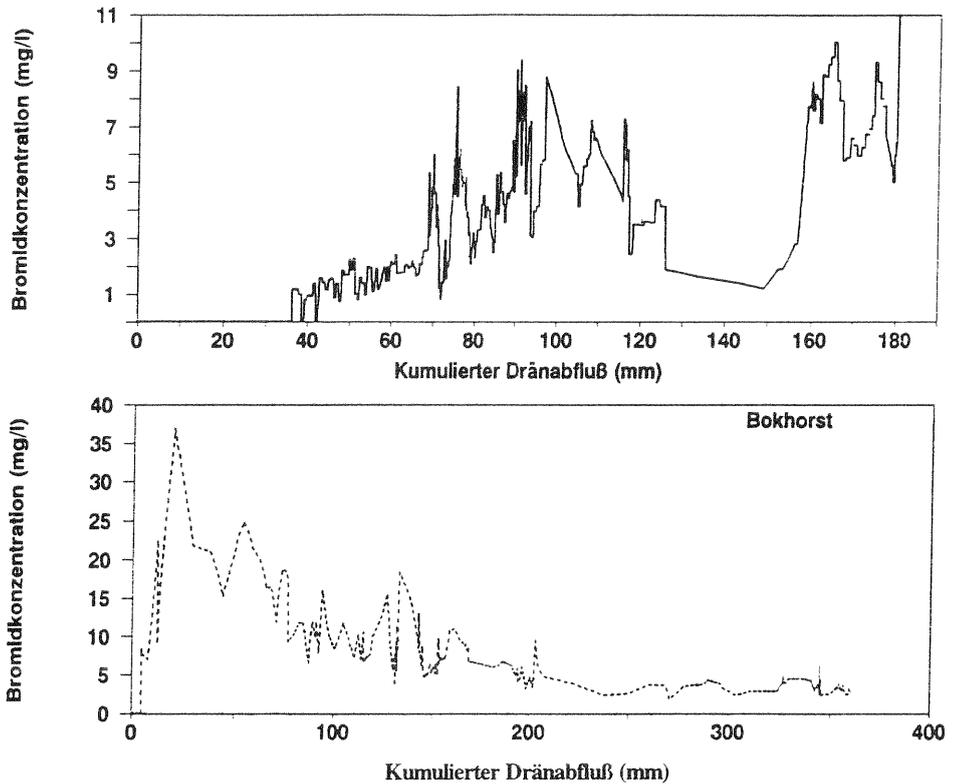


Abb. 9: Bromidkonzentration im Dränabfluß von den Versuchsflächen Hohn (oben) und Bokhorst (unten; WICHTMANN, 1994)

Die einheitliche Steigung der Frachtkurve über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigt einen über die Abflußperiode gleichmäßigen Stoffaustrag für den Standort Hohn an. Insgesamt wurden 33 % (4,4 kg) des ausgebrachten Bromids über die Dräne abgeführt. Der 50 %-Wert der Austragsmenge wird Anfang März erreicht.

Im Gegensatz zur Situation in Hohn sind am Standort Bokhorst sehr unterschiedliche Stoffausträge über die Abflußperiode zu beobachten. Maximale Frachten liegen zu Beginn des Versuchs im Dezember vor. Innerhalb der ersten Wochen wurden knapp 6 kg Bromid, also 35 % der applizierten Stoffmenge, ausgetragen. Diese Stoffmenge entspricht über 50 % des Gesamtaustrages von 11,8 kg (70,5 % der applizierten Menge). Für Bokhorst sind also die ersten Niederschläge nach Chemikalienapplikation für den Stoffaustrag entscheidend. Im weiteren Verlauf der Kurve werden die geringeren Stoffausträge pro Zeiteinheit deutlich. Von Anfang April bis Ende der Abflußperiode findet dann kaum noch ein Austrag statt.

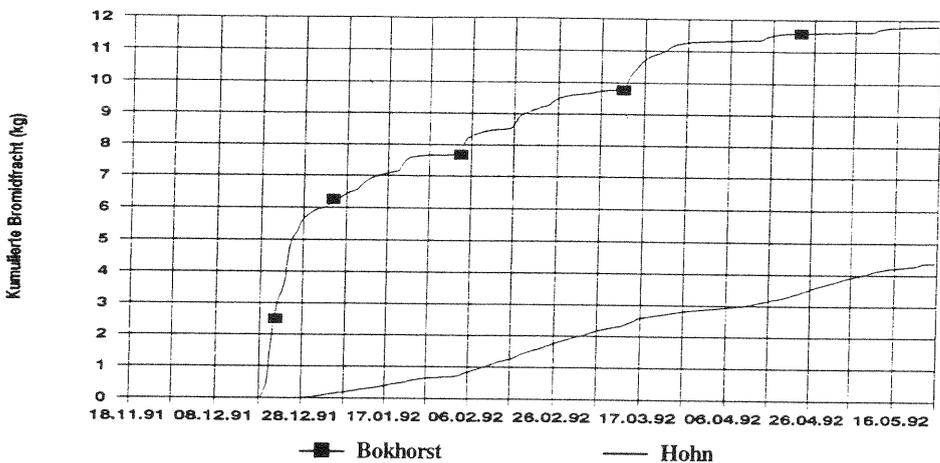


Abb. 10: Kumulierte Bromidfrachten im Dränabfluß der Versuchsflächen Hohn und Bokhorst

Diskussion

Die hohen Konzentrationswerte und die damit einhergehenden hohen Frachten, die zu Beginn des Untersuchungszeitraumes für den Standort Bokhorst bestimmt wurden, deuten auf eine präferentielle Stoffverlagerung hin. Besonders auffällig ist das sehr frühe erste Auftreten des Tracers

im Ablauf. Innerhalb von 24 Stunden nach Anfall des ersten Dränwassers konnte Bromid nachgewiesen werden. Weitere 24 Stunden später war bereits die Maximalkonzentration der gesamten Abflußperiode erreicht. Es ist zu vermuten, daß große Anteile der applizierten Chemikalienmenge unter Umgehung der Bodenmatrix das Grundwasserniveau erreichten.

Ebenfalls für eine präferentiellen Fluß am Standort Bokhorst spricht der Verlauf der Konzentrationskurve über die gesamte Meßdauer. Mit jedem Regenereignis ist ein Anstieg der Konzentration zu beobachten, so daß ein oszillierender Kurvenverlauf resultiert. Ein ähnliches Verhalten des Tracers wurde auch von JARVIS und Mitarbeitern (1991) in einer Lysimeterstudie beobachtet. Die Autoren deuteten das Verhalten des Tracers als Resultat eines präferentiellen Flußregimes. Vermutlich erfolgte bei der zitierten Lysimeterstudie wie auch am eigenen Standort zunächst ein rascher Austausch des Bodenwassers der Makroporen, der zu dem charakteristischen, hohen ersten Peak im Konzentrationsverlauf führte. Zeitgleich fand aber auch ein Transport des gelösten Stoffes in der Bodenmatrix statt. Beim Ausbleiben von weiteren Niederschlägen und damit abnehmenden Fließgeschwindigkeiten gewann die Stoffdiffusion zunehmend an Bedeutung, so daß ein Transport aus der höher konzentrierten Bodenlösung der Matrix in die (zuvor ausgetauschte) elektrolytärmere Sickerwasserfraktion der bevorzugten Fließbahnen erfolgte. Bei erneuten Niederschlägen fand wiederum ein schneller Lösungsaustausch dieser Transportregion statt, in dessen Folge ein Konzentrationsanstieg im Abfluß der Dränfläche detektiert werden konnte. Während des raschen Transportes muß die Konvektion als dominierender Prozeß angesehen werden; die Dispersion ist zumindest im ansteigenden Konzentrationsast bedeutungslos, so daß im präferentiellen Transportbereich eine Kolbenhubverdrängung (piston flow) vorliegt.

Als weiteres Indiz für eine präferentielle Stoffverlagerung auf der Versuchsfläche Bokhorst kann das Ergebnis der Körneranalyse herangezogen werden (Abb. 5). Der im Verhältnis zur Vergleichsfläche hohe Anteil der Feinkornfraktion erlaubt eine ausgeprägte Strukturierung des Bodenmaterials, die ihrerseits die Bildung von Makroporen begünstigt. Makroporenbereiche können zusammenhängend Bodenoberfläche und Grundwasser verbinden und somit präferentielle Transportverhältnisse schaffen. Ein bevorzugter Wasser- und Stofftransport ist jedoch nicht zwingend an Intra- und Interaggregatstrukturen geknüpft. Auch in homogenen Medien wurde die Ausbildung von präferentiellen Fließbahnen beobachtet (STEENHUIS et al., 1990; STEENHUIS und PARLANGE, 1990).

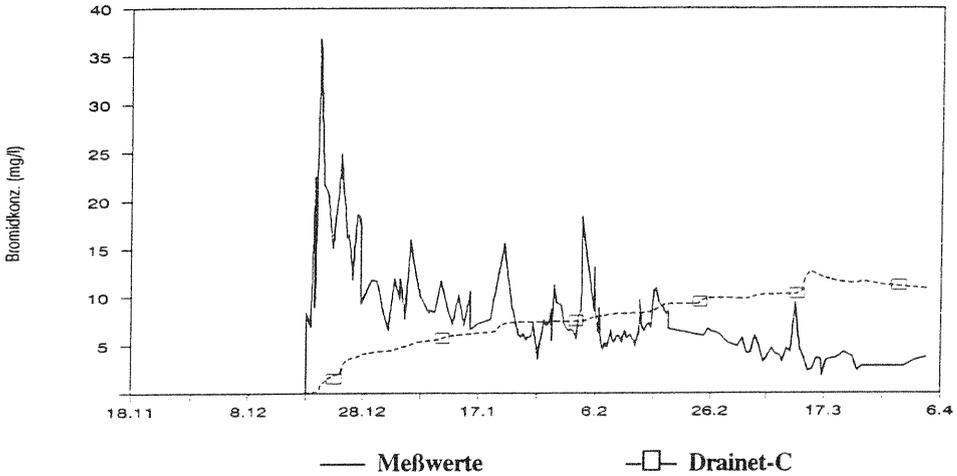


Abb. 11: Vergleich der gemessenen mit den simulierten (DRAINET C) Bromidkonzentrationen im Dränabfluß (WICHTMANN, 1994)

Unter Annahme einer "normalen" konvektiv-dispersiven Transportsituation am Standort Bokhorst müßte der Bromidkonzentrationsverlauf mit einem Simulationsmodell, das auf der klassischen Transportgleichung basiert, zu beschreiben sein. Zur Überprüfung dieser Annahme wurde eine Simulation mit dem Modell DRAINET C, dessen Stofftransportroutine auf der Konvektions-Dispersions-Gleichung aufgebaut ist, durchgeführt (Das Modell DRAINET C wurde am Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie entwickelt und ist bei WICHTMANN (1994) beschrieben.) (Abb. 11). Der berechnete Konzentrationsverlauf stimmt erwartungsgemäß nicht mit den gemessenen Daten überein: in der Simulation werden die Maximalwerte, die insgesamt auf einem niedrigeren Niveau liegen, erst gegen Ende der Abflußperiode erreicht. Die berechnete Kurve stimmt in ihrer Form eher mit den Meßwerten der Versuchsfläche Hohn überein. Auf dieser Versuchsfläche, die sich durch ein einheitliches Spektrum bei der Körneranalyse auszeichnete, konnte ein langsamer Anstieg der Konzentrationen registriert werden. Dieser Konzentrationsverlauf läßt konvektiv-dispersive Transportverhältnisse vermuten.

Das Phänomen einer schnellen Stoffverlagerung unter Ausschluß der Bodenmatrix wirft generell Probleme für Untersuchungen zum Verbleib von Chemikalien in Böden auf. Üblicherweise wird das Migrationsverhalten z. B. von PSM durch eine regelmäßige Beprobung des Bodenprofils verfolgt.

Die Chemikalie wird dabei durch Extraktion der Bodenprobe und anschließende Detektion nachgewiesen. Werden nennenswerte Chemikalienanteile an der Bodenmatrix vorbeitransportiert, dann wird dieser Anteil bei der beschriebenen Methode nur zufällig richtig bestimmt.

Zwecks Visualisierung von präferentiellen Transportverhältnissen und der damit einhergehenden Problematik der Beprobung durch Bodenentnahme wurden am Standort Bokhorst Färbeversuche durchgeführt (TRAPP, 1993). Auf einer Fläche von 1,5 m² wurde ein Farbstoff mit 40 mm Niederschlag in 4 Stunden in den Boden eingewaschen. Zur Dokumentation erfolgte anschließend die Aushebung einer Profilgrube. Mehrfach wurde die Profilwand abgestochen und fotografisch aufgenommen. Als typisches Beispiel für die dabei erstellten Diapositive dient die Darstellung in Abb. 12.

Der Farbstoff ist nur sehr unregelmäßig in den Boden eingedrungen. Häufig sind Anfärbungen bis in 1 m Tiefe zu beobachten. Stellenweise bilden sich über die Profiltiefe durchgehend gefärbte Bereiche aus, die als präferentielle Fließbahnen interpretiert werden können.

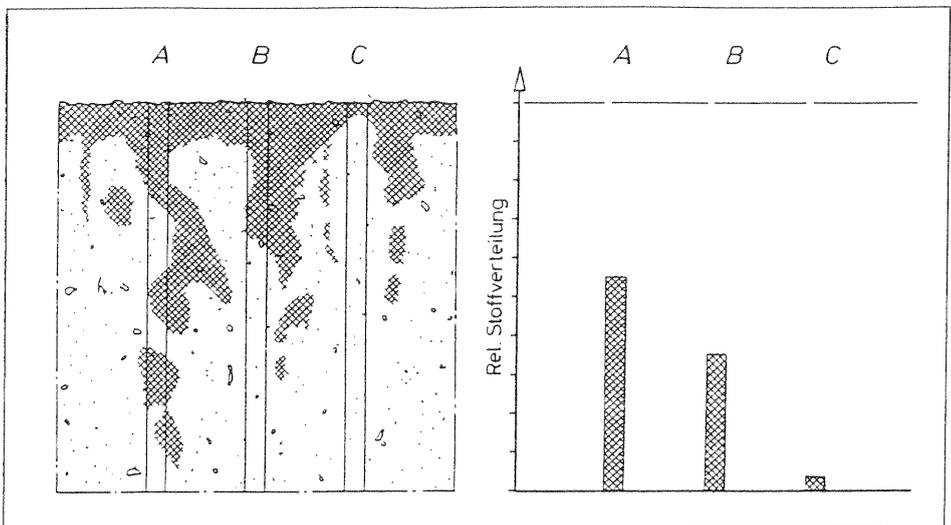


Abb. 12: Bodenprofil nach Färbeversuch (TRAPP, 1993). Der Farbstoff wurde mit 40 mm Niederschlag in 4 h in den Boden eingewaschen.

In Abb. 12 sind schematisch drei mögliche Probenahmestellen markiert. Eine Beprobung an diesen Punkten würde zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. An Punkt A könnte der zu untersuchende Stoff fast bis zur maximalen Beprobungstiefe nachgewiesen werden. Die relative Verteilung des Stoffes über das Profil ist für Punkt A insgesamt am größten. Eine Beprobung von Punkt C würde vermuten lassen, daß der Stoff kaum mobil ist und keine Auswaschungsgefahr ins Grundwasser besteht.

Das Beispiel des Färbeversuchs zeigt, daß für quantitative Aussagen zum Stoffaustag die Untersuchung von Bodenproben allein nicht ausreichend ist. Dränstandorte sind bei entsprechenden Randbedingungen (eindeutig abgegrenztes Einzugsgebiet, undurchlässige Schicht unterhalb der Dräns) in idealer Weise für quantitative Stofftransportuntersuchungen geeignet. Wie bei Lysimeter- und Laborsäulenstudien ist über eine entsprechend zeitlich hoch aufgelöste Beprobung des Perkolats die exakte Bestimmung des Stoffaustrages möglich. Es bleibt zu prüfen, inwieweit die ausgeprägte Variabilität im Fließverhalten, die für Flächen, die präferentiellen Fluß zeigen, typisch ist, auch mit anderen evtl. weniger aufwendigen Methoden wie z. B. Säulenversuchen charakterisiert werden kann.

Verlagerung von PSM

Die dargestellten Ergebnisse zum Bromidverlagerungsverhalten lassen auch Schlüsse auf den Transport reaktiver Stoffe, wie z. B. PSM, zu. Es ist zu vermuten, daß unter präferentiellen Fließbedingungen grundsätzlich andere Sorptionsverhältnisse als unter einem "normalen" Matrixfluß vorliegen. So wird die Gleichgewichtseinstellung zwischen gelöster und adsorbierter Phase stark behindert sein. Unter einem rein konvektiven Fluß, der, wie oben beschrieben, für den bevorzugten Fließbereich angenommen wird, ist zudem der Kontakt zur festen Bodenoberfläche kaum gegeben. Es ist damit nicht auszuschließen, daß Anteile applizierter reaktiver Chemikalien überhaupt nicht retardiert werden und damit zeitgleich mit einem konservativen Tracer im Ablauf erscheinen.

Zur angegebenen Problematik liegt leider nur wenig veröffentlichtes Datenmaterial vor, so daß eine Prüfung der These nur bedingt möglich ist. Die ersten Daten der eigenen z. Z. noch laufenden Versuche am Standort Bokhorst bestätigen die Annahme. Sowohl Isoproturon als auch Pendimethalin, die im Herbst als Cocktail appliziert wurden, konnten in vergleichsweise hohen

Konzentrationen unmittelbar nach Applikation im Ablauf nachgewiesen werden (Die Vorstellung der Ergebnisse aus dem PSM-Versuch erfolgt zu einem späteren Zeitpunkt.).

Die mit gleichen reaktiven Chemikalien von TRAUB-EBERHARD und Mitarbeitern (1993) durchgeführten Untersuchungen lieferten vergleichbare Ergebnisse (Tracerdurchbruch fehlt). Für zwei Dränversuchsflächen konnte bei Herbstapplikation für beide Chemikalien die Maximalkonzentrationen ($62 \mu\text{g/l}$ Isoproturon; $0,7 \mu\text{g/l}$ Pendimethalin) zeitgleich unmittelbar nach Applikation im Ablauf bestimmt werden. Der Konzentrationsunterschied, der zwischen beiden Chemikalien im Maximum besteht, spiegelt die Differenzen der K_D -Werte beider Verbindungen wider. Es kann demnach vermutet werden, daß in der präferentiellen Fließregion Sorptionsprozesse nicht vollständig unterbunden sind. Ein simultanes Erscheinen der reaktiven Chemikalien im Ablauf setzt aber für einen gewissen Stoffanteil eine zu vernachlässigende Adsorption voraus.

Innerhalb von 5 Tagen nach Applikation konnten PIVETZ und STEENHUIS (1989) Atrazin, Carbufuran und Alachlor im Dränabfluß eines lehmigen Standortes nachweisen. In der zitierten Studie wurde kein Tracer zeitgleich appliziert, so daß keine Aussagen über den Wasserfluß möglich sind. Auffälligerweise fehlt in den meisten publizierten Studien eine Tracerkurve als Bezugsbasis für den reaktiven Stoff. Dies ist um so unverständlicher, als die Analytik im Vergleich zu jener der reaktiven Chemikalien sehr einfach ist. Der zusätzliche Informationsgewinn, der durch den Indikatorstoff erzielt wird, rechtfertigt in jedem Fall den Arbeitsmehraufwand.

KLADIVKO und Mitarbeiter (1991) bestimmten für Carbufuran, Atrazin, Cyanazin und Alachlor ein zeitgleiches erstes Auftreten im Ablauf einer Dränversuchsfläche. Daten über einen konservativen Tracer liegen nicht vor. Für alle Chemikalien wurde das Konzentrationsmaximum im zweiten Ablaufereignis nach Applikation (Nettoabfluß = 20 mm) beobachtet. Im Verlauf des ersten Ablaufereignisses erfolgte keine Beprobung, so daß eventuell sogar ein noch schnellerer Transport vorgelegen hat. Auch in dieser Studie gehen die Differenzen in den Konzentrationsmaxima mit den unterschiedlichen K_D -Werten der ausgebrachten Chemikalien einher.

Ebenfalls als Argument für die oben aufgestellte Annahme sind die Ergebnisse von SOUTHWICK et al. (1990) zu werten. In der zitierten Studie wurde die Maximalkonzentration für Atrazin in der ersten nach Applikation gewonnenen Dränprobe nachgewiesen. In der anderen Arbeit von

SOUTHWICK und Mitarbeitern (1992) wurde der Atrazinaustrag aus zwei Dränflächen über zwei Jahre registriert. Ergebnisse von einer der Versuchsflächen (Dränabstand 5,5 m) sollen hier in Form des kumulativen Austrages dargestellt werden (Abb. 14). Abb. 13 gibt den kumulativen Niederschlag am Versuchsstandort über die Meßperiode wieder.

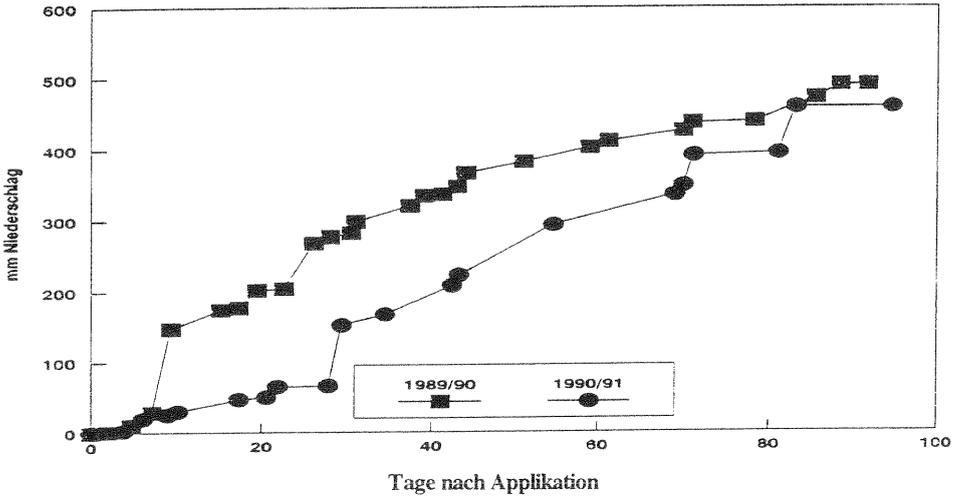


Abb. 13: Kumulativer Niederschlag für den Versuchszeitraum 1989/90 und 1990/91 (SOUTHWICK et al., 1992)

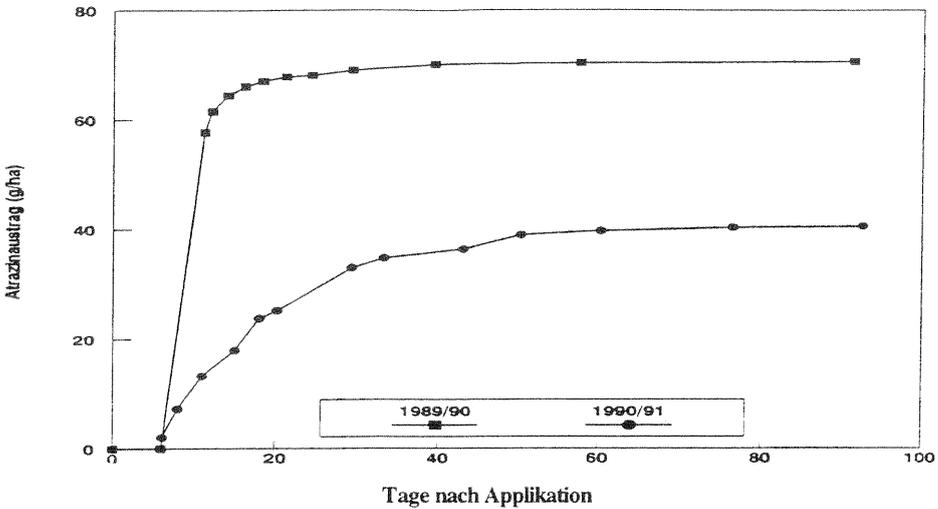


Abb. 14: Kumulativer Atrazinaustrag für den Versuchszeitraum 1989/90 und 1990/91 (SOUTHWICK et al., 1992)

Der Unterschied im Verlauf der kumulierten Stoffausträge findet sich in den Differenzen der Niederschlagsverteilung beider Jahre wieder. Während im Zeitraum 1989/90 200 mm Niederschlag bis zum 21. Tag nach Applikation registriert wurden, war im darauffolgenden Jahr die gleiche Niederschlagssumme erst zum 48. Tag nach Applikation erreicht. Bezogen auf den Niederschlag ist der Atrazinaustrag in beiden Jahren gleich. 97 % bzw. 95 % des Gesamtaustrages erfolgte bis zu dem Termin, dem 200 mm entsprachen. Im ersten Versuchsjahr betrug der Austrag 1,6 %, im zweiten Jahr 1,8 % der verwendeten Chemikalienmenge (4,48 kg bzw. 2,24 kg).

Der Verlauf des kumulierten Atrazinaustrages belegt die Bedeutung des Zeitraumes unmittelbar nach Chemikalienausbringung. Ähnlich wie bei der Bromid-Frachtkurve des Standortes Bokhorst (Abb. 10), liegt auch bei den Atrazinausträgen der Massenschwerpunkt (in Abhängigkeit von den Niederschlägen) zu Versuchsbeginn. Für den Standort, den SOUTHWICK und Mitarbeiter (1992) beproben, muß daher auch eine präferentielle Verlagerungssituation angenommen werden. Entsprechend ist auch für den Untersuchungsstandort Bokhorst auf eine schnelle Verlagerung sorbierbarer Solute zu schließen

Schlußfolgerung

Der Vergleich der vorgestellten Ergebnisse verschiedener Autoren mit den Resultaten aus den Tracerversuchen belegt die Bedeutung einer bevorzugten Stoffverlagerung für adsorbierbare Chemikalien wie z. B. PSM. Drei Einflußfaktoren übernehmen dabei Schlüsselfunktionen:

- Bodenstruktur
- Bodenwassergehalt bei Chemikalienapplikation
- Intensität und Dauer der Niederschlagsereignisse nach Applikation.

Bei dem überwiegenden Anteil der gedränten landwirtschaftlichen Flächen ist mit bindigen Böden zu rechnen (die Bodenwasserhaushaltsprobleme, die Meliorationsmaßnahmen erfordern, beruhen in aller Regel auf hohen Feinkornanteilen und den damit einhergehenden geringeren Wasserleitfähigkeiten). Hohe Anteile der Schluff- und Tonfraktion begünstigen eine Strukturierung, die zur Ausbildung präferentieller Fließbahnen führt. Es ist zu vermuten, daß an den meisten meliorierten Standorten die Voraussetzungen für die Ausbildung präferentieller Fließbahnen im Sinne einer Bodenstrukturierung (Aufgliederung des Bodenkörpers in Intra- und Interaggregatbereiche) gegeben ist. Gedränte landwirtschaftliche Flächen weisen damit ein erhöhtes

Auswaschungspotential für auf den Boden applizierte Chemikalien auf. Folglich ist das Kontaminationsrisiko für Oberflächengewässer in der Nachbarschaft gedränkter Standorte deutlich höher als für Flächen ohne künstliche Entwässerung. Je nach Niederschlagsverhältnissen und Chemikalieneigenschaften ist mit Stoffausträgen von 0,001 % (TRAUB-EBERHARD et al., 2993) bis 5 % (GOLD u. LOUDON, 1982; SMITH et al., 1990; FRANK et al., 1991 zit. in SOUTHWICK et al., 1992) der applizierten Chemikalienmenge zu rechnen.

Eine Beurteilung der Bedeutung des Bodenwassergehaltes zur Zeit der Chemikalienapplikation kann sinnvollerweise nur unter Berücksichtigung der ersten Niederschlagsereignisse, die sich der Stoffausbringung anschließen, erfolgen. Niederschläge hoher Intensität unmittelbar nach der Applikation sind hinsichtlich des Auswaschungsrisikos generell ungünstig, da keine Zeit für eine Stoffdiffusion in die Aggregatinnenbereiche besteht und damit nur der Matrixrandbereich von präferentiellen Fließwegen als mögliche Sorptionsfläche nutzbar ist. Hohe Fließgeschwindigkeiten als Folge hoher Niederschlagsintensitäten erlauben keine Gleichgewichtseinstellung zwischen gelöster und sorbierter Phase, so daß Batch-Sorptionskoeffizienten keine Gültigkeit mehr haben.

Literatur

- HURLE, H. und S. LANG (1992): Pflanzenschutzmittel im Drainagewasser. Wasser und Boden, DVWK-Narichten 1, 4-5.
- JARVIS, N.J., L. BERGSTRÖM, and P.E. DIK (1991): Modelling water and solute transport in macroporous soil. II. Chloride breakthrough under non-steady flow. J. Soil Sci. 42, 71-81.
- KLADIVKO, E.J., G.E. VAN SCOYOC, E.J. MONKE, K.M. OATES, and W. PASK (1991): Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. J. Environ. Qual., 20, 264-270.
- PIVETZ, B., and T.S. STEENHUIS (1989): Pesticide, nitrate, and tracer loss in agricultural tile lines and to ground water under conventional and conservation tillage. ASAE Meeting 1989 New Orleans, paper no. 89-2579.

- SOUTHWICK, L.M., G.H. WILLIS, R.K. BENGSTON, and T.J. LORMAND (1990): Atrazine and Metolachlor in subsurface drain water in Louisiana. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 116, 16-23.
- SOUTHWICK, L.M., G.H. WILLIS, and H.M. SELIM (1992): Leaching of atrazine from sugarcane in southern Louisiana. *J. Agric. Food Chem.*, 40, 1264-1268.
- STEENHUIS, T.S., K.-J.S. KUNG, J.-Y. PARLANGE, J.S. SELKER, and X.-X. CHEN (1990): Flow regimes in sandy soils with inclined layers. In: *American Geophysical Union Hydrology Days 1990*, ed H.J. Morel-Seytoux, pp. 78.94. Fort Collins, Co: Hydrology Days Publications.
- STEENHUIS, T.S., and J.-Y. PARLANGE (1990): Preferential flow in structured and sandy soils. *Engineering: Cornell Quarterly* Vol. 25, No. 1, 7-14, Cornell University, Ithaca, N.Y.
- TRAPP, G. (1993): Persönliche Mitteilung, Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, Universität Kiel.
- TRAUB-EBERHARD, U., W. KÖRDEL, and W. KLEIN (1993): Pesticide movement into subsurface drains on a loamy silt soil. *Chemosphere*, 28(2), 273-284.
- WEBER, K. und W. WICHTMANN (1993): Untersuchungen zum Stoffaustragsverhalten eines gedrähten Standortes anhand von Tracerversuchen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72, 1267-1270.
- WICHTMANN, W. und H.-G. STARCK (1993): Simulation von Stoffausträgen über Dräns. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72, 1271-1274.
- WICHTMANN, W. (1994): Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer (Messung und Simulation). Dissertation an der CAU Kiel. Schriftenreihe des Instituts für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, im Druck.
- WIDMOSER, P. (1990): Entwässerung und Bewässerung von Böden. In H.-P. Blume (Hrsg.): *Bodenschutz*, ECOMED-Verlag, Landsberg.

Michael Schneider*, Peter Hertl** und Bert Düfer***

* Industrieverband Agrar e.V., D-60329 Frankfurt/CIBA-GEIGY GmbH, D-60323 Frankfurt

** Industrieverband Agrar e.V., D-60329 Frankfurt/SANDOZ AG, CH-4002 Basel

***CIBA-GEIGY GmbH, D-60323 Frankfurt

Pflanzenschutzmittelabschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen

- Eine Literaturlauswertung und Betrachtung -

Einleitung

Seit mehr als 30 Jahren wird der Austrag von Pflanzenschutzmitteln durch Abschwemmung von landwirtschaftlichen Nutzflächen (Runoff) intensiv erforscht. Der folgende Vortrag faßt die Ergebnisse und Schlußfolgerungen einer Literaturlauswertung zu dieser Thematik zusammen. Sie wurde im Industrieverband im Rahmen der Arbeit einer Projektgruppe angefertigt, die sich mit den verschiedenen Eintragungspfaden von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer befaßt (Abb. 1).

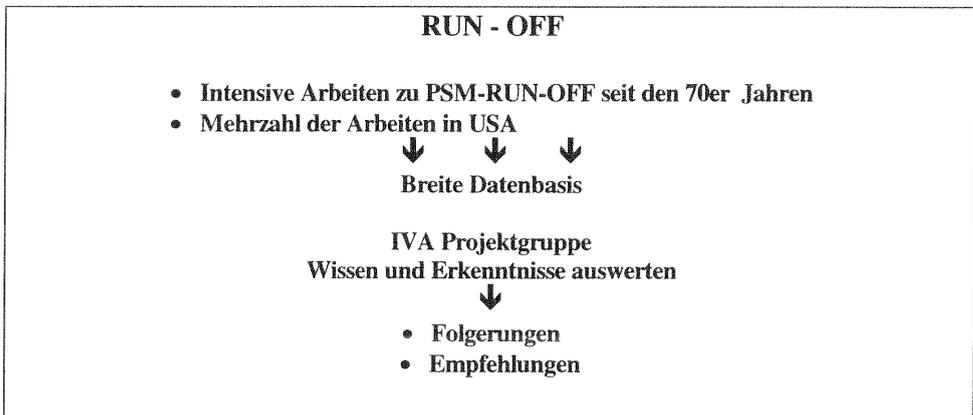


Abb. 1

Vorgehensweise

Das methodische Vorgehen ist in Abb. 2 dargestellt. Die verfügbare Literatur wurde in zwei Blöcken ausgewertet. Block 1 umfaßte vorwiegend Übersichtsartikel mit knapp 240 Einzelresultaten, Block 2 etwa 115 Versuchsergebnisse, die vorwiegend aus Einzelpublikationen oder offiziellen Veröffentlichungen von Zulassungsbehörden (disclosure documents) stammten. Diese Auswertung enthält somit insgesamt etwa 350 individuelle Runoff-Resultate [Lit. 2, 3, 4, 6 - 46 (In diesen Zahlen sind Mehrfachnennungen - soweit als solche identifizierbar - berücksichtigt.)].

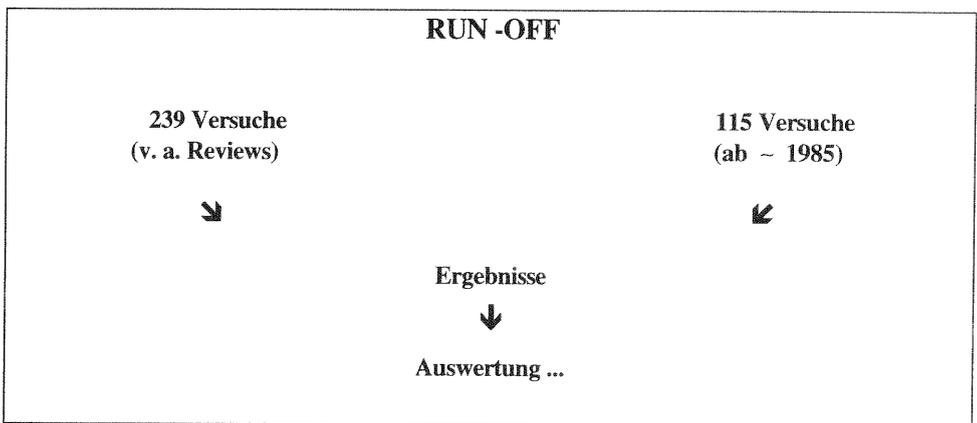


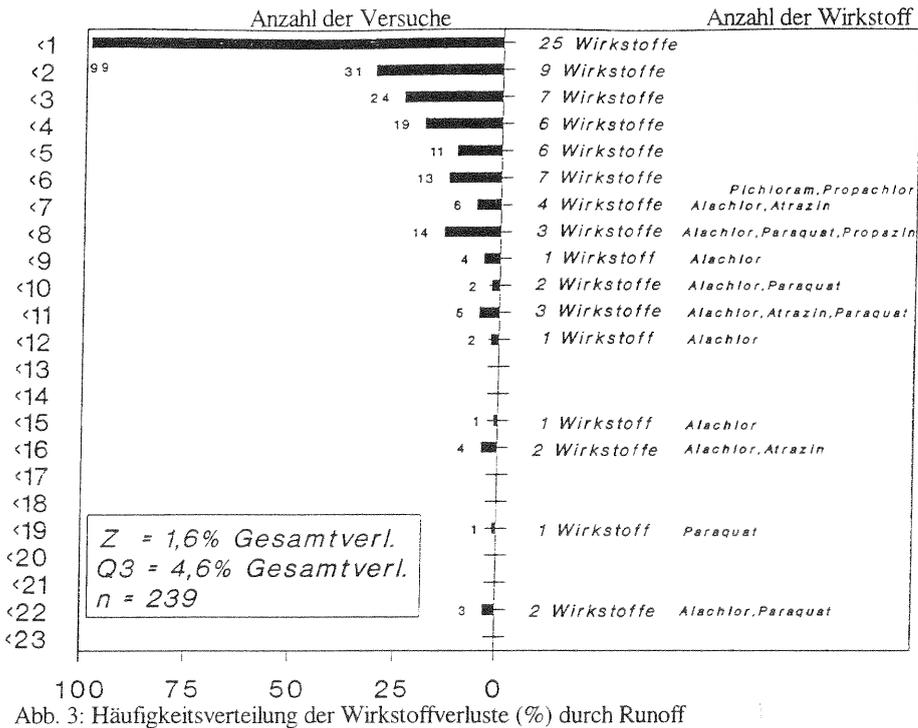
Abb. 2

Ergebnisse und Diskussion

Flächenausträge

In etwa 75 % der hier erfaßten Untersuchungen liefen zwischen 0 und 5 % der ausgebrachten Wirkstoffmengen im Wasser und am erodierten Bodenmaterial gebunden von den Versuchsflächen ab. In beiden Auswertungsblöcken ergaben die Literaturdaten schiefe Verteilungen mit gleichen mittleren Gesamtausträgen von 1,6 bzw. 1,7 % (Medianwerte). Auffälligerweise stammten hohe Flächenabläufe nahezu ausschließlich von Kleinparzellenversuchen. Insgesamt waren die Verteilungen im Bereich der höheren Austragsklassen durch die Resultate weniger, aber häufig untersuchter Wirkstoffe gewichtet. Dies ist in Abb. 3 anhand der Ergebnisse aus dem 1. Auswertungsblock veranschaulicht. Hier stehen hinter den Austragsmengen bis 1 % noch 99

Resultate mit insgesamt 25 Wirkstoffen. Die Anzahl geprüfter Wirkstoffe nimmt jedoch mit steigender prozentualer Austragsmenge ab. Abschwemmungsverluste über 6 % wurden nahezu ausnahmslos mit den Herbiziden Alachlor, Atrazin und Paraquat erarbeitet.



Zwischen den Eigenschaften der getesteten Wirkstoffe und ihren Austragsverlusten konnten keine signifikanten Beziehungen gefunden werden. Auch die häufig zitierte Wasserlöslichkeit stand in keiner Relation zu den gemessenen Gesamtausträgen (Abb. 4-7). Der Grund liegt wahrscheinlich darin, daß die Sättigungskonzentrationen der Wirkstoffe während der Runoff-Ereignisse in der Regel nicht erreicht werden.

Die einzige signifikante Korrelation, die aus den Daten hergeleitet werden konnte, war der bereits angedeutete Zusammenhang zwischen Flächengröße und Gesamtaustrag. Unabhängig vom Wirkstoff nahmen die prozentualen Substanzausträge mit zunehmender Parzellengröße exponentiell ab, was sich sowohl auf Basis der Einzelergebnisse ($r = 0,8$, $B = 0,64$) als auch anhand der

abgeleiteten Gruppenmittelwerte ($r = 0,99$, $B = 0,99$) verifizieren ließ (Abb. 8). Die Ursache dafür dürfte in der Möglichkeit zur Re-adsorption bzw. Re-sedimentation der gelöst oder adsorbiert transportierten Substanzen liegen, was auf extrem kleinen Flächen nicht gewährleistet ist. Auf realitätsnahen Flächengrößen im Hektarbereich wäre demzufolge mit mittleren Gesamtausträgen im Bereich von 0,1 - 0,3 % der Aufwandmenge zu rechnen.

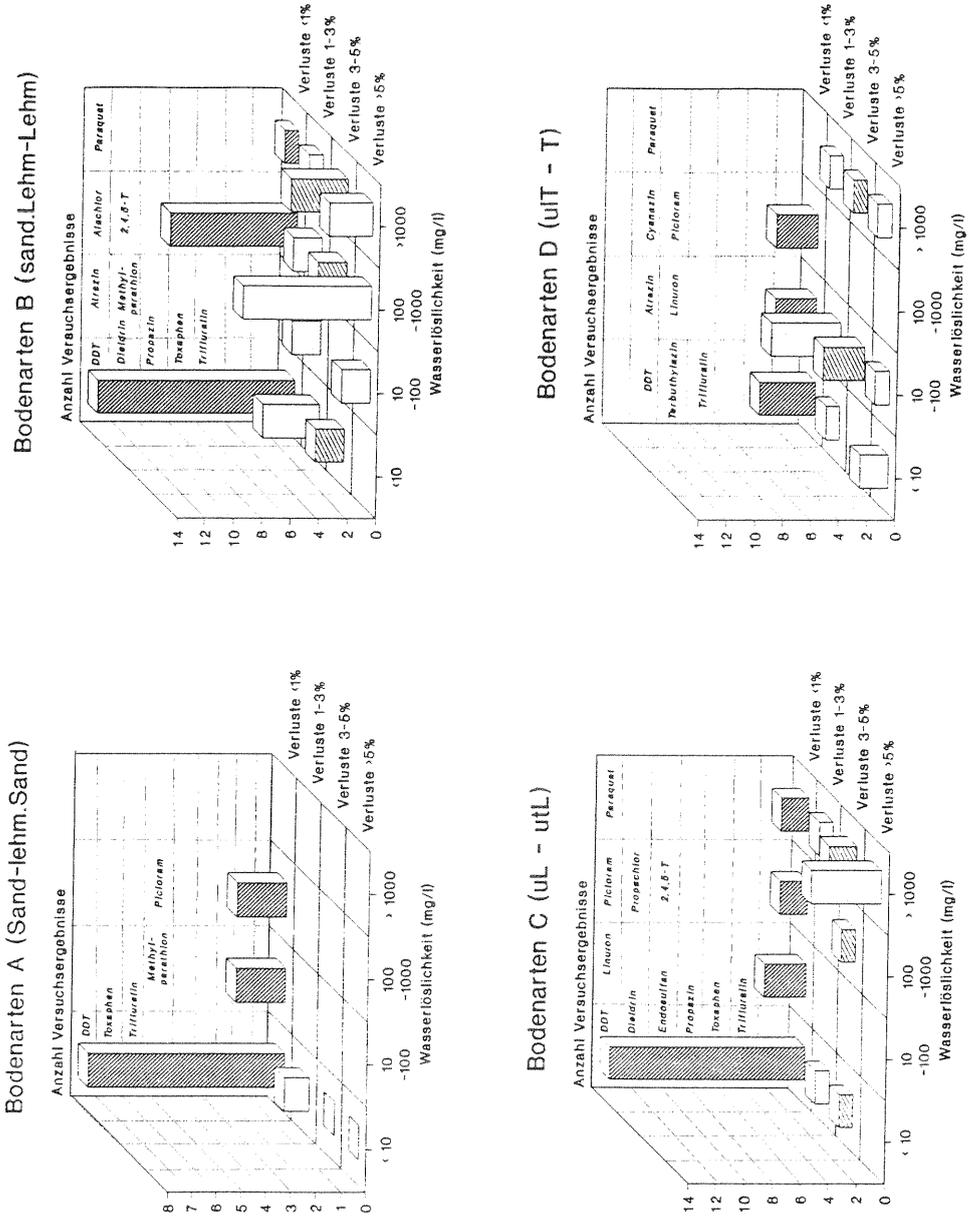


Abb. 4-7: Flächenausträge (%) durch Runoff in Abhängigkeit von Bodenart und Wasserlöslichkeit in Wirkstoffe (Nach Ihrer Textur wurden die Böden der Versuchsstandorte grob in 4 Klassen eingeteilt.).

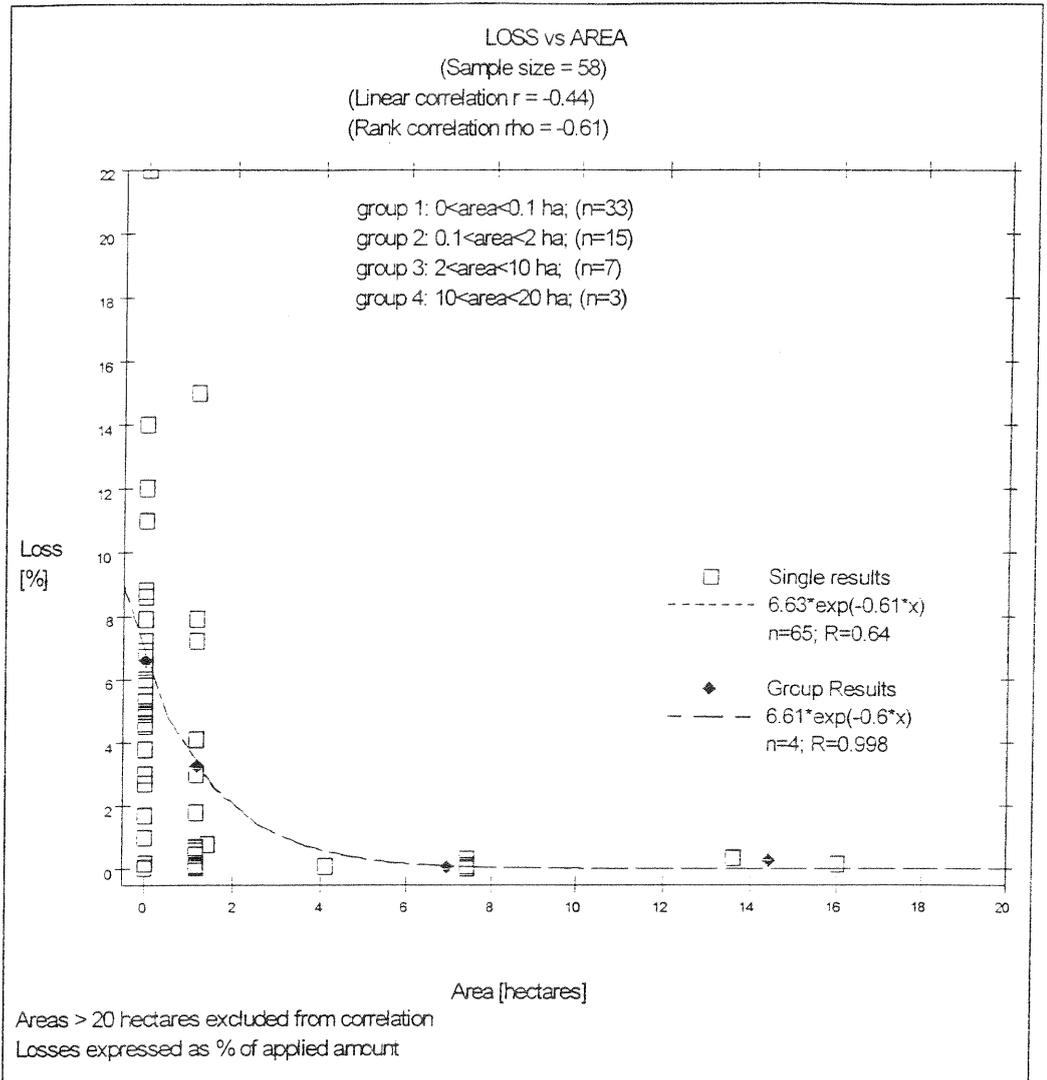


Abb. 8: Abhängigkeit zwischen Substanzaustrag und Flächengröße (Nicht in allen Fällen waren Informationen über Flächengröße und Austräge verfügbar, so daß sich die Anzahl auswertbarer Versuche (Block 2) auf $n = 58$ reduzierte.).

Abb. 9 faßt die bisherigen Ergebnisse der Auswertung zusammen. Die Einflußfaktoren, die als wesentlich für die Höhe der Runoff-Verluste identifiziert wurden, sind in Abb. 10 aufgelistet.

RUN -OFF	
Zwischenbilanz der Auswertung	
• Mittlere Stoffausträge	1.6 - 1.7 %
• Gesamt-Stoffausträge	stoffunabhängig
• Stoffausträge und Flächengröße	negativ korreliert
• Mittlere Stoffausträge von realistischen Flächengrößen	0.1 - 0.3 %

Abb. 9

RUN -OFF	
Wesentlichen Einfluß auf den PSM-Austrag haben ...	
• Standorteigenschaften	
- Größe und Neigung des Hanges/Feldes	
- Permeabilität des Bodens	
- Oberflächenbeschaffenheit (Bearbeitung, Bewuchs, etc.)	
• Niederschlagsereignisse	
- Intensität	
- Dauer	
- Zeitpunkt nach Applikation	
• Substanzeigenschaften	
- Abbau	
- Sorption	

Abb. 10

Auf Abb. 10 sind u. a. die substanzspezifischen Parameter 'Abbau' und 'Sorption' als relevante Faktoren für das Ausmaß des Austrags während eines Runoff-Ereignisses aufgeführt. Dies scheint im Widerspruch zu der vorherigen Aussage zu stehen, daß die Gesamtausträge über alle Versuche

weitgehend unabhängig von den Wirkstoffeigenschaften sind. Dieser scheinbare Widerspruch wird nachfolgend aufgeklärt.

So kommt dem ersten der beiden Parameter, der Abbaugeschwindigkeit, im Hinblick auf den Gefährdungszeitraum für Runoff-bedingte Wirkstoffverluste selbstverständlich eine große Bedeutung zu. Ist ein Wirkstoff schon vor Eintritt eines Ereignisses im Boden abgebaut oder anderweitig "verschwunden" (z. B. Verdampfung, Verlagerung in tiefere Bodenschichten oder Aufnahme durch Pflanzen.), kann er natürlich nicht mehr abgeschwemmt werden. Da aber weder die Halbwertszeiten der Wirkstoffe und schon gar nicht die Eintrittszeitpunkte von Runoff-Ereignissen konstante und damit kalkulierbare bzw. planbare Faktoren sind, wird der Einfluß der Abbaugeschwindigkeit auf die Runoff-Verluste üblicher Weise nicht im Experiment geprüft. Erst durch eine Wahrscheinlichkeitsbetrachtung lassen sich die beiden Parameter Abbaugeschwindigkeit und Runoff-Eintritt zu einer aussagefähigen Prognose verknüpfen.

In der experimentellen Praxis ist es weit verbreitet, Abschwemmungsereignisse kurz nach einer PSM-Anwendung zu provozieren, vor allem bei Kleinparzellenversuchen. Hier ist der Einsatz von Regensimulatoren problemlos möglich. Um die ungünstigste Situation zu erfassen, ist z. B. die Simulation eines Niederschlagsereignisses 24 h nach Applikation üblich. Diese Zeit reicht für die meisten Wirkstoffe aus, um ein angenähertes Verteilungsgleichgewicht zwischen fester und flüssiger Phase im Boden zu erreichen. Der Gesamtaustrag bei einem Runoff-Ereignis bestimmt sich somit aus

- der Wirkstoffverteilung im exponierten Bodenhorizont,
- dem Volumen an ausgetauschter Bodenlösung,
- dem Ausmaß einer Wirkstoffdesorption während eines Kurzzeitereignisses und,
- der Abschwemmung von Feststoffpartikeln (Sediment).

Die Abschwemmung von Sediment und Bodenlösung hängt ausschließlich vom Erosionsereignis ab und ist nicht durch Wirkstoffeigenschaften zu beeinflussen. Demgegenüber ist die Wirkstoffverteilung im Boden eng mit den Substanzeigenschaften gekoppelt. Darauf wird sich die nachfolgende Betrachtung konzentrieren. Zwei extreme Fallbeispiele sollen die weiteren Überlegungen vorab eingrenzen und verdeutlichen.

- Fall 1: Ein Wirkstoff sei vollständig (100 %) am Boden sorbiert.
- Fall 2: Eine dünne wirkstoffhaltige Bodenschicht werde nur mit der in dieser Zone befindlichen Bodenlösung abgeschwemmt (vgl. Abb. 11).

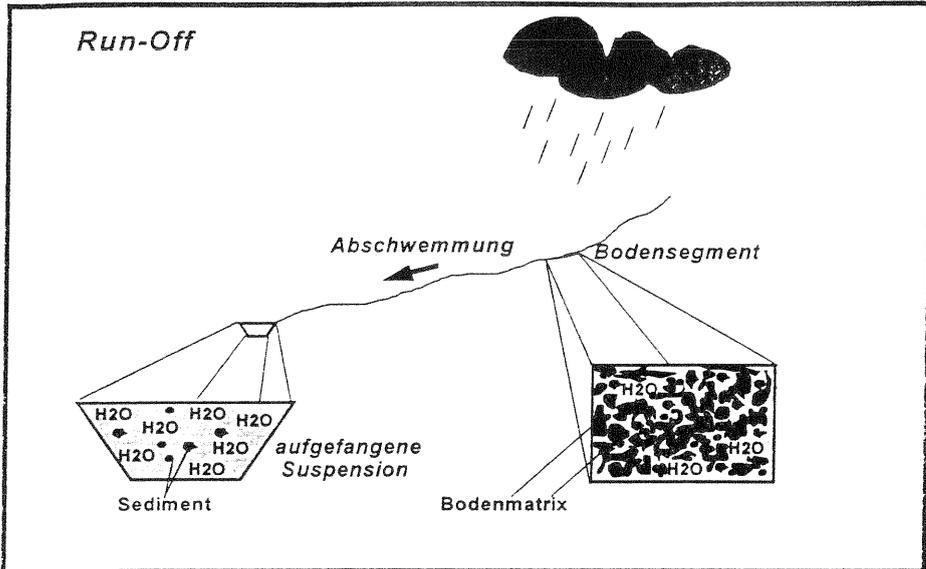


Abb. 11: Runoff schematisch

Der erste Fall beschreibt die einzige Situation, in der eine Wirkstoffabschwemmung nur dann stattfindet, wenn ein Sedimentaustrag erfolgt, denn das Verteilungsgleichgewicht liegt vollständig auf der Bodenseite (Dabei wird angenommen, daß auf der für viele Runoff-Prozesse relevanten Zeitskala keine (meßbare) Desorption stattfindet.).

Dagegen ist im zweiten Fallbeispiel der Gesamtaustrag eines beliebigen Wirkstoffs völlig unabhängig von seiner Verteilung im Boden und beträgt immer 100 % der in dem abgeschwemmten Bodensegment befindlichen Substanzmenge.

In allen anderen Fällen hängt der Gesamtaustrag eines Wirkstoffes ganz wesentlich von seiner Verteilung im Boden ab. Dies kann man sich verdeutlichen anhand der vereinfachten Annahme, an verschiedenen Standorten (und damit verschiedenen Böden) fände ein gleichartiges Runoff-Ereignis statt. Dabei solle überall das gleiche Volumen an Bodenlösung und die gleiche Menge an

Bodenmaterial abgeschwemmt werden (nachfolgend als "Standard"-Runoff bezeichnet). Der Gesamtaustrag einer beliebigen Substanz hängt dann allein davon ab, zu welchen Anteilen diese mit der festen bzw. der flüssigen Phase im Boden assoziiert ist (Desorbierbare Substanzanteile seien hier der Einfachheit halber vernachlässigt.).

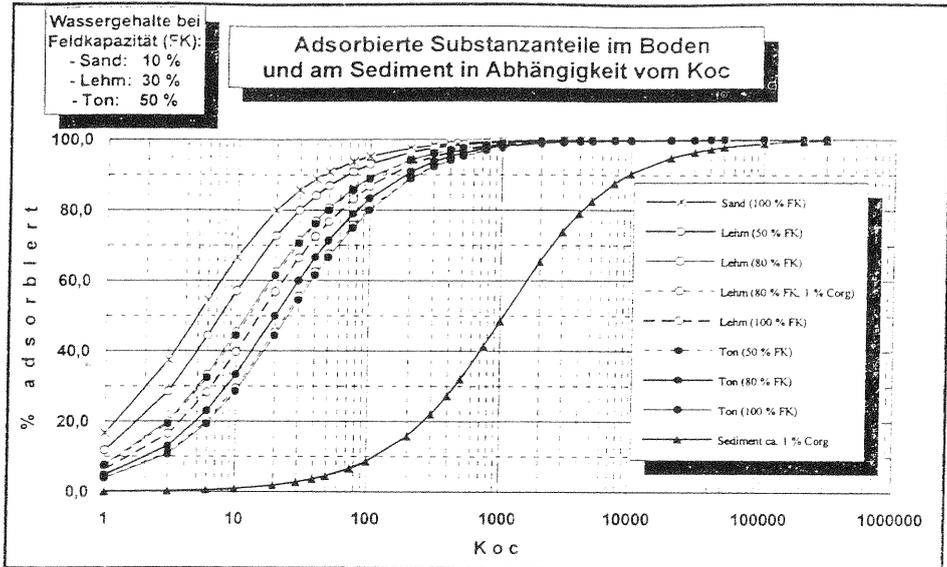


Abb. 12: Wirkstoffverteilung als Funktion des Koc in der Ackerkrume verschiedener Standorte sowie in einer Wasser-Sediment-Suspension nach Runoff

Man kann nun anhand einer simplifizierten Betrachtung zeigen, daß eben diese Wirkstoffverteilung im Boden keine feste Größe ist, sondern mit den Standortverhältnissen variiert. In Abb. 12 sind beispielhaft einige Szenarien zur Wirkstoffverteilung im Boden berechnet. Jede der dargestellten Isothermen steht für eine Standortsituation, die durch die Faktoren Boden(art), organischer Kohlenstoffgehalt und Feuchte charakterisiert ist und in der sich die adsorbierten Wirkstoffanteile als Funktion ihrer Sorptionsstärke (Koc) beschreiben lassen. Dieser Darstellung liegt die Annahme zugrunde, daß sich die Sorption ausschließlich am organischen Kohlenstoff des Bodens abspielt, Sorptionsgleichgewichte vorliegen und die Exponenten der Freundlich-Sorptionsisothermen ($1/n$) jeweils 1 betragen, so daß gilt: $K_d = K_f$. Die Standorte wurden als Sand-, Lehm- und Tonböden mit einem organischen C-Gehalt von 2 % (Zum Vergleich wurden noch Berechnungen für einen Lehm Boden mit 1 % Corg. angestellt.) und einem Wassergehalt bei Feldkapazität von 10, 30 und 50

% angenommen. Die Bodenfeuchten unmittelbar vor Eintritt des Runoff betragen hier 50, 80 und 100 % der Feldkapazität.

Man erkennt, daß für einen gegebenen Koc (Substanz) die Verteilung im Boden eine Funktion der Standortbedingungen ist, für eine gegebene Standortsituation dagegen eine Funktion der Substanzeigenschaften.

Daher müssen sich z. B. Wirkstoffe, die auf demselben Standort im Vergleichsversuch (Ein echter Direktvergleich ist nur möglich, wenn verschiedene Substanzen gleichzeitig, d. h. in einer Applikation auf derselben Versuchsparzelle ausgebracht werden.) getestet werden, bezüglich ihres Abschwemmungsverhaltens unterscheiden, ohne daß jedoch die gemessenen Absolutausträge repräsentativ und damit auf andere Konstellationen zu übertragen wären.

Abb. 12 verdeutlicht ferner, daß Wirkstoffe die gleiche relative Verteilung im Boden aufweisen können, obwohl sie sich in ihrem Sorptionsverhalten deutlich unterscheiden (Mit anderen Worten: Eine Substanz A kann unter den Verhältnissen des Standorts x die gleiche Relativverteilung aufweisen wie eine Substanz B auf dem Standort y.). Ein "Standard"-Runoff auf den verschiedenen Standorten hätte dann gleiche Gesamtausträge zur Folge. Umgekehrt würden sich aber die Gesamtausträge ein und desselben Wirkstoffs von einem Standort zum nächsten unterscheiden, obwohl beim "Standard"-Runoff gleiche Wasser- und Sedimentmengen von den Flächen abließen.

Daraus folgt, daß die Wirkstoffausträge bei gegebener Standortsituation von den Erosionsereignissen abhängen, bei gegebenen Erosionsereignissen dagegen von den Standortbedingungen.

Darum hängt die Abschwemmung von Pflanzenschutzmitteln primär von den Erosionsereignissen (Bodenabtrag/Wasserzufluß) und den Standortgegebenheiten ab und nur im geringeren Maße von den Stoffeigenschaften. Diese Zusammenhänge erklären auch einen großen Teil der Heterogenität der Literaturdaten sowie die Tatsache, daß je nach Standortbedingungen und (simulierten) Erosionsereignissen einmal die stärker sorbierenden und anderes Mal die schwächer sorbierenden Wirkstoffe in höheren Mengen ausgetragen werden. Einzelversuche sind deshalb bezüglich der zu erwartenden Gesamtausträge einer Substanz nicht sehr aussagekräftig.

Austragsmechanismen

Während die experimentelle Erfassung abgeschwemmter Substanzmengen besonders bei kleinen Versuchsflächen relativ problemlos möglich ist, können über die Austragsmechanismen, d. h. den Wirkstofftransport über den Wasser- und Sedimentpfad in aller Regel keine oder nur eingeschränkte Aussagen gemacht werden. Der Grund liegt darin, daß zwischen fester und flüssiger Phase ständig (Re-)Verteilungsprozesse ablaufen, deren Dynamik keine exakte Quantifizierung, sondern bestenfalls Momentaufnahmen gestatten. Außerdem hören diese (Re-)Verteilungsvorgänge auch nach einer Probenahme nicht auf, so daß die versuchstechnisch realisierbare Aufbereitung und Trennung abgeschwemmter Suspensionsproben (Wasserabfluß plus Sediment) in aller Regel wesentlich langsamer verläuft als diese Verteilungsprozesse. In den Experimenten kann man daher nur aus der aktuellen Wirkstoffverteilung in den mehr oder minder zügig aufbereiteten Suspensionsproben auf die Transportphase schließen. In der Vielzahl der Fälle wird dabei ein Näherungswert des Gleichgewichtskoeffizienten bestimmt.

Wie groß die Unterschiede in der Wirkstoffverteilung zwischen Ackerkrume und davon abgeschwemmten Bodensuspensionen sind, kann man größenordnungsmäßig aus Abb. 12 ersehen. Die abseits liegende Isotherme ("Sediment ca. 1 % Corg.") wurde auf der Basis des gemessenen Wasser- und Sedimentabflusses aus einem Parzellenversuch im Kraichgau berechnet (Die Erosionsdaten stammen aus einem unveröffentlichten Versuch auf einem Standort im Kraichgau (Weiherbachgebiet). Die Parzellengröße betrug ca. 90 m², die Hangneigung ca. 13 % und der Corg. ca. 1 %.). Sie zeigt, daß Substanzen, die in der Ackerkrume noch zu mehr als 80 - 90 % am Boden gebunden sind, in Runoff-Suspensionen nur noch mit 10 - 20 % partikelgebundenem Anteil auftreten. Der Grund liegt darin, daß sich mit den Verschiebungen im Mengenverhältnis zwischen Festphase und Wasser auch die Wirkstoffverteilungen ändern. Besonders 'empfindlich' reagieren Wirkstoffe im unteren und mittleren Sorptionsbereich auf solche Verschiebungen. Dagegen sind sehr stark sorbierende Substanzen im Koc-Bereich über 10000 bis 20000 sowohl in der Ackerkrume als auch im Runoff stets zum überwiegenden Teil an die Festphasen gebunden.

Diese Zusammenhänge werden nachfolgend an einem Beispiel unlängst publizierter Runoff-Experimente veranschaulicht. In einem Versuch wurden Dichlorprop, Isoproturon und Bifenox auf der gleichen Fläche geprüft (AUERSWALD und HAIDER, 1992). Die Versuchsergebnisse und die Wasserlöslichkeiten der 3 Wirkstoffe sind in Abb. 13 zusammengestellt. Die Unterschiede zwischen

den Löslichkeiten und Substanzen betragen im Fall Dichlorprop/Isoproturon etwa einen Faktor 10, im Fall von Isoproturon/Bifenox ca. 180 und bei Dichlorprop/Bifenox sogar 1900. Diese Löslichkeitsunterschiede finden aber keinen vergleichbar quantitativen Niederschlag in den Gesamtausträgen oder den Verteilungsmustern (gelöst: adsorbiert) der Wirkstoffe im Runoff.

RUN - OFF				
Wirkstoff	Löslichkeit in Wasser [g/l]	Austrag [% der Menge im Boden zu Beregnungs- beginn]	davon gebunden [% vom Austrag]	davon gelöst [% vom Austrag]
Dichlorprop-P	700	2	18	82
Isoproturon	65	5	23	77
Bifenox	0,36	18	99	1

Durchschnittliche Wirkstoffausträge von 8 Beregnungsversuchen in Abhängigkeit von der Löslichkeit des Herbizids (Quelle: Auerswald und Haider, Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung 33, 222-229, 1992)

Abb. 13: Ergebnistabelle von Runoff-Versuchen auf Kleinparzellen (Original nach AUERSWALD und HAIDER, 1992)

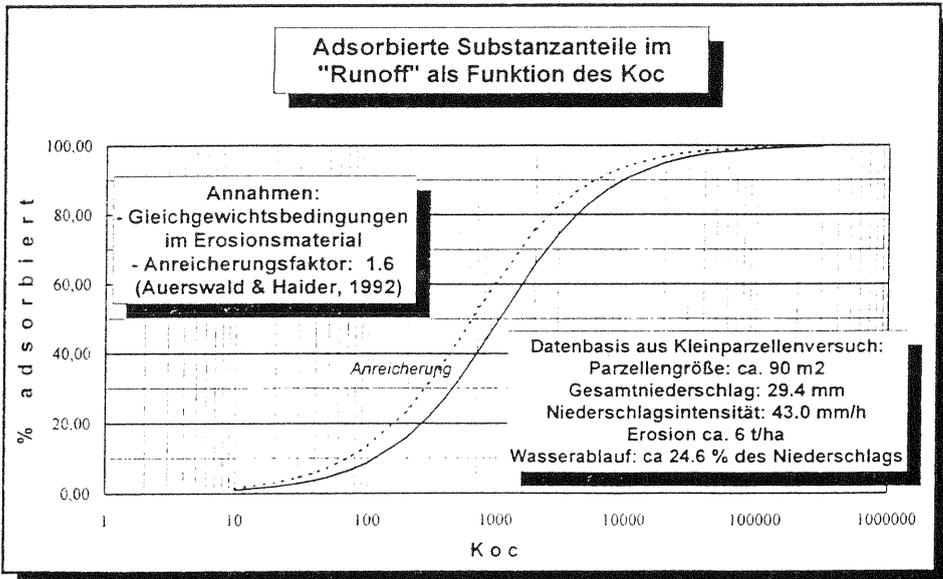


Abb. 14

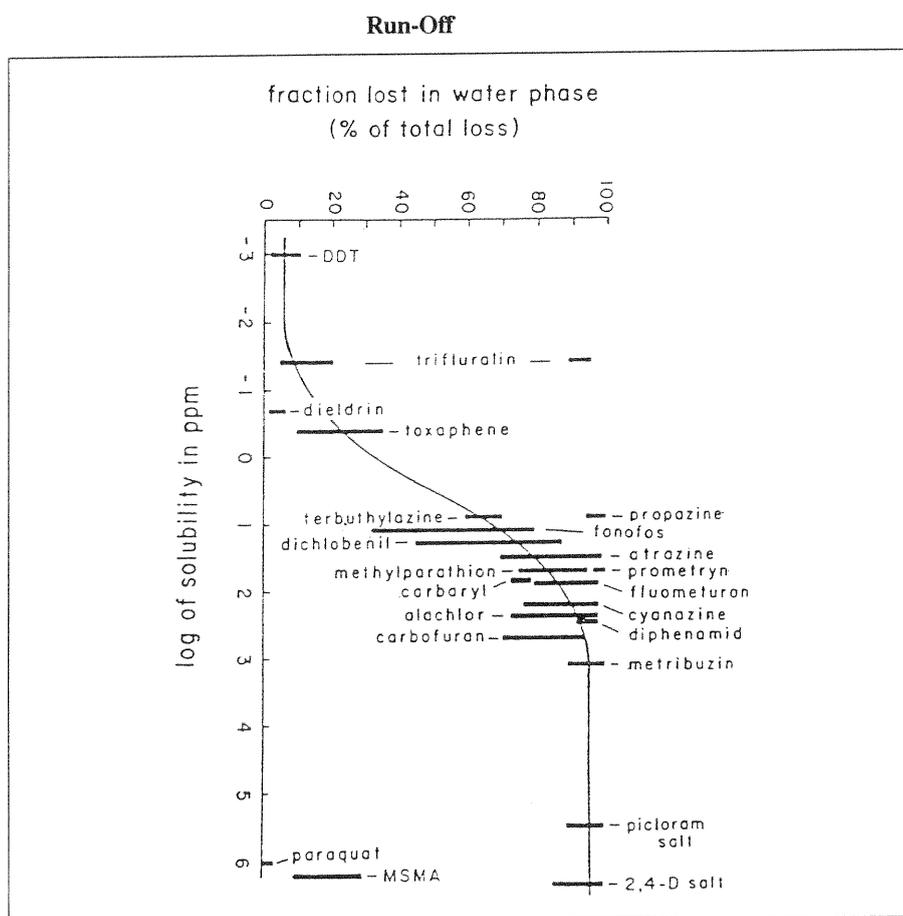
Geht man dagegen von den Sorptionseigenschaften der Wirkstoffe aus (Circa-Bereiche der Koc-Werte Dichlorprop 20 - 390 [Rippen, Handbuch Umweltchemikalien 9/92]; Isoproturon 100 - 150 [Messungen]; Bifenox 7300 - >14500 [Messungen und Abschätzungen]), gibt es größenordnungsmäßig eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den im Experiment bestimmten Substanzverteilungen (Abb. 13) und den theoretischen Equilibriumsbedingungen, die in Abb. 12 als Sedimentisotherme exemplarisch für ein reales Erosionsereignis berechnet wurden (Die Unterschiede in den Wasser-Sediment-Relationen der Experimente, die den Daten in Abb. 12 (Sedimentisotherme) und 13 zugrundeliegenden Experimente sind für den hier geführten größenordnungsmäßigen Vergleich unerheblich.). Auf Abb. 14 ist diese Sedimentisotherme nochmals separat dargestellt und ergänzt durch eine Approximation der Wirkstoffverteilung (gestichelte Linie), die sich bei Berücksichtigung des bei AUERWALD und HAIDER angegebenen Anreicherungsfaktors (1.6) für erodiertes Material ergibt (Der Anreicherungsfaktor kennzeichnet z.B. die relative Akkumulation von Boden und organischer Substanz im Sediment gegenüber dem erodierten Ausgangsmaterial (Oberboden)).

Quantitative Hinweise über die Absolutausträge geben die Sorptionseigenschaften der Wirkstoffe allerdings nicht, denn - wie schon erwähnt - hängen die Gesamtausträge maßgeblich von den Erosionsereignissen ab. Hätte beispielsweise in dem konkreten Experiment nur ein Wasserabfluß ohne nennenswerte Bodenabschwemmung stattgefunden, dann hätten sich die Austragsrelationen zwischen den Wirkstoffen umgekehrt und es wäre kaum noch ein Austrag von Bifenox erfolgt.

Sehr stark sorbierende Substanzen sind im Hinblick auf ihr Runoff-Verhalten also nur dann günstig zu beurteilen, wenn kein wesentlicher Sedimentaustag stattfindet. Wird dagegen Boden und organisches Material in nennenswertem Maße abgeschwemmt, so darf man besonders bei Kleinparzellenversuchen davon ausgehen, daß daran gebunden auch ein großer Teil der insgesamt ausgetragenen Wirkstoffmengen transportiert wird. Dennoch werden die schwächer sorbierenden Wirkstoffe aufgrund der Gleichgewichtseinstellung in den Suspensionsproben überwiegend in der Wasserphase zu analysieren sein. Sehr stark sorbierende Wirkstoffe verbleiben dagegen am Sediment bzw. werden sich auch nach einer Verfrachtung in gelöster Form wieder rasch dorthin orientieren.

Grundsätzlich aber stellen die gelösten und schnell desorbierbaren Wirkstoffanteile im Boden immer die austragsgefährdete Fraktion dar, denn ein Runoff kann zwar ohne Sedimentaustag, aber nie ohne Wasserablauf stattfinden.

Abb. 15 verdeutlicht nochmals, warum die meisten Literaturdaten, die einen Zusammenhang zwischen der Wasserlöslichkeit und dem Transportverhalten von Pflanzenschutzmitteln herstellen, einer kritischen Prüfung nicht standhalten.



Beziehung zwischen Wasserlöslichkeit und Substanzaustrag mit der Wasserphase. Balken geben die in der Literatur angegebenen Spannen wieder. (Quelle: R.D. Wauchope, *J. Environmental Quality*, 7(4), 1978)

Abb. 15: Original nach WAUCHOPE, 1978

So sind die Wirkstoffe DDT, Trifluralin (Die Diskrepanz bei Trifluralin ist nach Wauchope ungeklärt. Der hohe Bereich geht auf nur eine Arbeit zurück und steht im Widerspruch zu den anderen von Wauchope aufgeführten Untersuchungen.), Dieldrin und Toxaphen auf dem oberen Ast der abgebildeten Kurve nur wenig wasserlöslich, Paraquat und MSMA (Die Spanne für MSMA beruht auf indirekten Schätzungen [WAUCHOPE, 1978, S. 470]) am entgegengesetzten Ende dagegen hoch wasserlöslich. Gemeinsam aber ist allen 6 Substanzen eine sehr starke Sorptionsneigung, die dazu führt, daß sie rasch und nahezu vollständig an den Boden binden. Daher sind diese Wirkstoffe auch nicht in nennenswerten Anteilen in wäßrigen Systemen zu erwarten, was sich in der Darstellung widerspiegelt.

Für das weite Spektrum der übrigen Wirkstoffe, deren Wasserlöslichkeiten sich über einen Bereich von 5 - 6 Größenordnungen erstrecken, werden dagegen vergleichbare Bandbreiten der gelösten Anteile im Runoff berichtet. Allerdings kann man auch bei diesen Substanzen erkennen, daß von relativ stärker sorbierenden Wirkstoffen tendenziell höhere sedimentgebundene Anteile im Runoff gemessen werden. Insgesamt sprechen die Literaturdaten also eher für die oben aufgezeigten Zusammenhänge zwischen Sorption und meßbarer Substanzverteilung im Runoff, als daß sie eine Abhängigkeit zwischen Wasserlöslichkeit und bevorzugter Transportphase (Wasser, Sediment) im Oberflächenabtrag belegen.

Schlußbemerkung

Erosion ist keine Neuerscheinung. Seit jeher hat sie nicht nur zu Bodenverlusten, sondern auch zur Bodengenesse beigetragen (Kolluvien, Auenböden) und auf diese Weise zu Landschaftsveränderungen geführt. Der Landwirtschaft ist sie jedoch abträglich, weil sie den lebenswichtigen Produktionsfaktor Boden gefährdet und darüber hinaus zu unerwünschten Begleiterscheinungen wie der Abschwemmung von Pflanzenschutzmitteln führen kann. Konsequenterweise wurde daher die Vermeidung von Erosionsverlusten in den Entwurf des Bodenschutzgesetzes aufgenommen (Abb. 16).

RUN -OFF

"Bodenumweltminister Töpfer legte heute in Bonn den Entwurf für eine Bundes-Bodenschutzgesetz vor."

Gesunder Boden: Existenzgrundlage für Landwirtschaft (s. 4, Abs. 2)

Für die landwirtschaftliche Bodennutzung wurde die **Vorsorgepflicht** entsprechend konkretisiert. Danach hat die Nutzung unter anderem so zu erfolgen, daß **Bodenabträge** und Bodenverdichtungen vermieden werden. Schonende Landbearbeitung soll in gefährlichen Lagen gegen Wind- und **Wassererosion** vorbeugen (z. B. durch Anpflanzung von Hecken, **Pflügen quer zum Hang**). Wie für keinen anderen Wirtschaftszweig bildet der Boden für die Landwirtschaft die Produktions- und Existenzgrundlage. Nur auf einem gesunden Boden können gesunde Nahrungs- und Futtermittel gedeihen. Das Bodenschutzgesetz liegt deshalb gleichermaßen im Interesse des Umweltschutzes wie der Landwirtschaft.

....."
(Aus: Pressemitteilung 57/93 des BMU vom 25.10.93; Titel der Pressemitteilung: "Töpfer legt Entwurf zum Bodenschutzgesetz vor. Erstmals bundeseinheitliche Standards für Bodensanierungen")

Abb. 16

Daran sollte sich auch die Prävention und Minimierung Runoff-bedingter Wirkstoffverluste orientieren. Es sollten wieder vermehrt die bestehenden Möglichkeiten im Rahmen der landwirtschaftlichen Praxis ausgeschöpft werden (Abb. 17). Maßnahmen können empfohlen werden, mit denen sich ungewollte Pflanzenschutzmittelausträge aus landwirtschaftlichen Flächen wirkungsvoll verringern oder verhindern lassen. Auf diese Weise sind beachtliche Erfolge zu erzielen, wie die nachfolgenden Ergebnisse beispielhaft belegen (Abb. 18 und 19). Hierzu müßten die Erkenntnisse bisheriger Forschungsarbeiten wieder konsequenter umgesetzt werden.

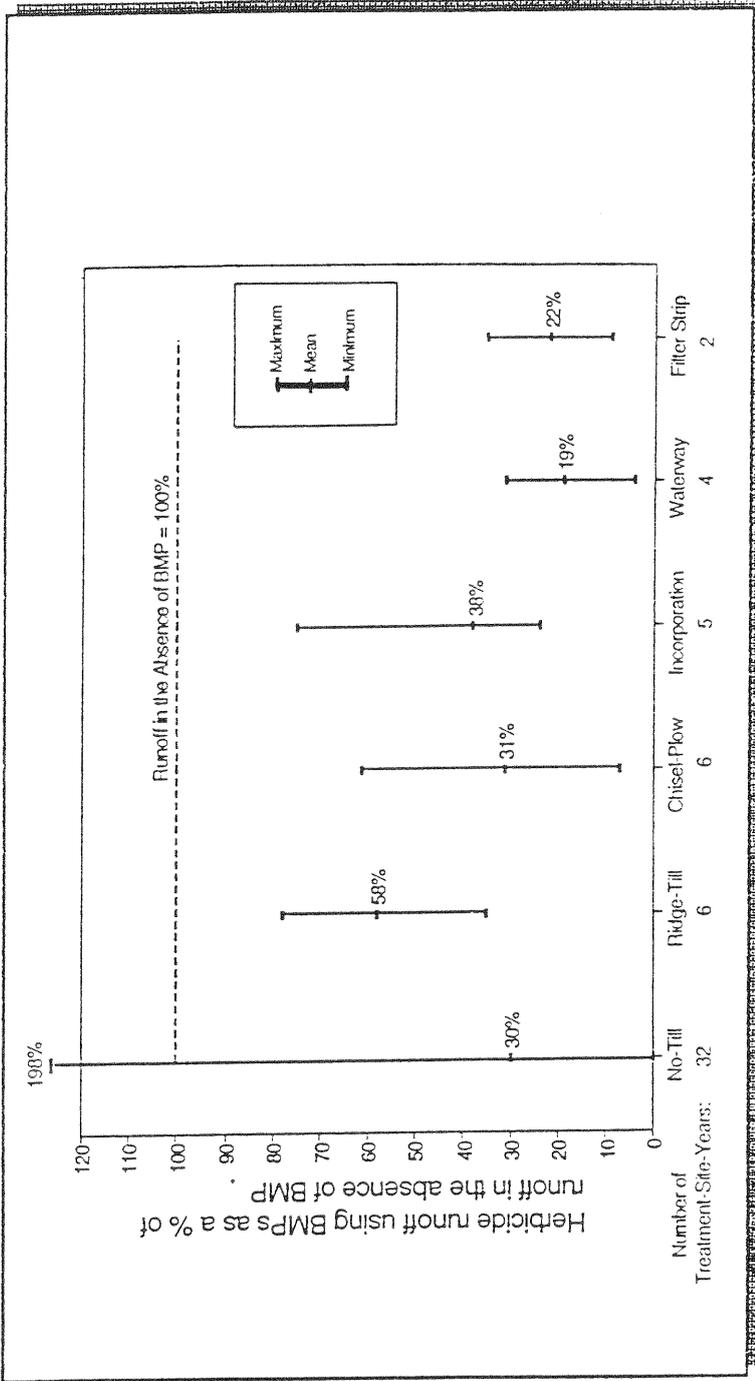
Run -Off

Möglichkeiten zur Einflußnahme auf ...

- | | |
|-------------------------------------|----------------|
| • Witterung und Klima | NEIN |
| • Wirkstoffeigenschaften | NEIN |
| • Standorteigenschaften | JA/NEIN |
| • Landwirtschaftliche Praxis | JA |

Abb. 17

Run-Off



Auswertung von Experimenten mit und ohne Best Management Practice (BMP).

Anmerkung: Wegen unterschiedlicher Studienzahlen und Untersuchungs Jahren konnten nur generelle Vergleiche zwischen den Bewirtschaftungsmaßnahmen gezogen werden.

Quelle: Technical Report 9-92, CIBA-GEIGY Corp., Greensboro, NC (USA)

Abb. 19

Literatur

- [1] ANONYM (1992): Best management practices to reduce runoff of pesticides into surface water: A review and analysis of supporting research: Ciba-Geigy Corporation. Technical Report: 9-92 Environmental and Public Affairs Department, Greensboro, NC 27419-8300.
- [2] L.R. AHUJA (1986): Characterization and modeling of chemical transfer to runoff. In: *Advances in Soil Science*, vol. 4, 149-182, Eds.: B.A. Stewart, Springer Verlag.
- [3] ALBANIS, T.A. (1991): Runoff Losses of Eptc, Molinate, Simazine, Diuron, Propanil and Metolachlor in Termaikos Gulf, Northern Greece; *Chemosphere*, 22, 7, 645-654.
- [4] J.B. ASHGARI, S.A. DEWEY, and T.A. TINDALL (1989): Downslope movement of Chlorsulfuron after conventional and over-snow applications to winter wheat. *Soil Science*, vol 148, 3, 227-230.
- [5] K. AUERSWALD und J. HAIDER (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer und Bodenerosion. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, 33, 222-229.
- [6] G.W. BAILEY, R.S. SWANK, Jr., and H.P. NICHOLSON (1974): Predicting pesticide runoff from agricultural land: a conceptual model. *J. Environ. Quality*, vol. 3, 2, 95-102.
- [7] BAILEY G.W., BARNETT A.P., PAYNE W.R., SMITH C.N. (1974): Herbicide Runoff from four Coastal Plain Soil Types; EPA-660/22-74-017, 1974.
- [8] BAKER J.L., LAFLEN J.M., HARTWIG K.O. (1982): Effects of Corn Residues and Herbicide Placement on Herbicide Runoff Losses; *Trans ASAE* 25, 340-343.
- [9] BAKER J.L., JOHNSON H.P., LAFLEN J.M. (1976): The Effect of Tillage Systems on Runoff Losses of Pesticides: A Simulated Rainfall Study; Iowa State Water Resources Research Institute, Iowa State Univ. Ames, IA.
- [10] BAKER J.L., JOHNSON H.P. (1979): The Effect of Tillage Systems on Pesticides in Runoff from Small Watersheds; *Trans ASAE* 22, 554-559.
- [11] BAKER J.L., LAFLEN J.M. (1979): Runoff Losses of Surface Applied Herbicides as Affected by Wheel Track and Incorporation; *J. Environ.Qual.* 8, 602-607.

- [12] S.C. BIRD, D.N. BROOKE, R.W. CLARE, P.J. GLENDINNING, P. MATTHIESSEN, M.J. MILLS, and R.J. WILLIAMS (1990): Pesticide runoff study at Rosemaund EHF - autumn 1987 to spring 1990, report of years 1 - 3, pp 107.
- [13] BRIGHTON Conf. - Weeds 1991, 'The Rosemaud Project', 4d-6, pp. 507-514.
- [14] R.R. BRUCE, L.A. HARPER, R.A. LEONARD, W.M. SNYDER, and A.W. THOMAS (1975): A model for runoff of pesticides from small upland watersheds. *J. Environ. Quality*, vol. 4, 4, 541-548.
- [15] J.M. BUTTLE (1990): Metolachlor transport in surface runoff. *J. Environ. Quality*, vol. 19, 3, 531-538.
- [16] G. CHESTERS, G.V. SIMSIMAN, J. LEVY, B.J. ALHAJJAR, R.N. FATHULLA, and J.M. HARKIN (1989): Environmental fate of Alachlor and Metolachlor. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 110, 1-74, Eds.: G.W. Ware, Springer Verlag.
- [17] CORELL D.L., PIERCE J.W., WU J.L. (1978): Studies of the Transport of Atrazine and Alachlor from Minimum till Corn Field into Chesapeake Bay tidal Waters; *Proceedings of The Northeast Weed Sciences Soc.* 32, 21-32.
- [18] DYNAMAC Corporation, Metolachlor Final Registration Standard and Tolerance Reassessment. Final Report Contract No. 68-02-4266. Submitted To US_EPA, Arlington, VA., 1986.
- [19] A.S. FELSOT, J.K. MITCHELL, and A.L. KENIMER (1990): Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *J. Environ. Quality*, vol. 19, 3, 539-545.
- [20] GLENN S., ANGLE J.S. (1987): Atrazine and Simazine Runoff from conventional and non-till Corn Watersheds; *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18, 273-280.
- [21] GLOTFELTY D.E., TAYLOR A.W., ISENSEE A.R., JERSEY J., GLENN S. (1984): Atrazine and Simazine Movement to Wye River Estuary; *J. Environ. Qual.*, 13, 1, 115-121..
- [22] HALL J.K., MUMMA R.O., WATTS D. W. (1991): Leaching and Runoff Losses of Herbicides in a tilled and untilled Field; *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 37, 303-314.
- [23] HALL J.K. (1977): Quantification of S-Triazine Losses in Surface Runoff: A Summary; *Proceedings of the Northeast Weed Society*, 3, 117-121.

- [24] J.K. HALL, R.O. MUMMA, and D.W. WATTS (1991): Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 37, 303-314.
- [25] HARRIS G.L., Cited from: 'MAFF, Evaluation on Atrazine, May 1992'
JERSEY J.A., GLENN S., 'Dissipation and Movement of selected Corn Herbicides', *Proceedings of the North Western Weed Society*, 36, 70, 1982, (Abstract only)
- [26] R.A. LEONARD (1988): Herbicides in surface waters. In: *Environmental Chemistry of Herbicides*, vol. 1, 45-88, Eds.: R. Grover, CRC-Press, Boca-Raton, Second printing 1989.
- [27] R.A. LEONARD (1990): Movement of pesticides into surface waters. In: *Pesticides in surface environment*, H.H. Cheng (editor); SSSA Book Series, no. 2, 303-349.
- [28] SKAGGS R.W., GILLIAM J.W., SHEETS T.J., BARNES J.S. (1980): Effect of Agricultural Land Development on Drainage Water in the North Carolina tidal Region. Agricultural Research Service, School of Agriculture and Life Sciences, Nc State Univ., Raleigh, N.C.
- [29] STEPHENSON G.R., SOLOMON K.R., BOWHEY C.S., LIBER K. (1990): Persistence, Leachability and Lateral Movement of Triclopyr, in selected Canadian Forestry Soils, *J. Agric. Food.Chem*, 38, 2, 584-588.
- [30] TRIPLETT G.,B., CONNER B.J., EDWARDS W.M. (1978): Transport of Atrazine and Simazine in Runoff from Conventional and no tillage Corn; *J. Environ. Qual.*, 7, 1, 77-84.
- [31] M.N. LORBER and L.E. MULKEY (1982): An evaluation of three pesticide runoff loading models. *J. Environm. Quality*, vol. 11, 3, 519-529.
- [32] M.N. MAYER and N.R. ELKINS (1990): Potential for agricultural pesticide runoff to a puget sound estuary: Padilla Bay, Washington. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 45, 215-222.
- [33] MERU S., LIBER K., STONEFIELD K., SOLOMON K., STEPHENSON G. (1990): Persistence and Lateral Movement of 2,4-Dichlorophenoxy Acetic Acid and Picloram on Power Line Rights-of-the-Way; *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 19/4, 572-577.

- [34] MUIR D.C., BAKER B.E. (1978): The Disappearance and Movement of three Triazine Herbicides and Several of their Degradation Products in soil Under Field Conditions; *Weed Research*, 18, 111-120.
- [35] R.F. SPALDING and D.D. SNOW (1989): Stream levels of agrichemicals during a spring discharge event.; *Chemosphere*, vol 19, 8/9, 1129-1140.
- [36] W.WALTER (1980): Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinsigung*, 21, 65-74.
- [37] R.D. WAUCHOPE (1987): Tilted-bed simulation of erosion and chemical runoff from agricultural fields: I. Runoff of sediment and sediment-associated Copper and Zinc. *J. Environm. Quality*, vol. 16, 3, 206-212.
- [38] R.D. WAUCHOPE (1987): Tilted-bed simulation of erosion and chemical runoff from agricultural fields: II. Effects of formulation on Atrazine runoff. *J. Environm. Quality*, vol. 16, 3, 212-216.
- [39] R.D. WAUCHOPE (1978): The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - A review. *J. Environm. Quality*, vol. 7, 4, 459-472.
- [40] R.D. WAUCHOPE and R.A. LEONARD (1980): Maximum pesticide concentrations in agricultural runoff: a semiempirical prediction formula. *J. Environm. Quality*, vol. 9, 4, 665-672.
- [41] R.D. WAUCHOPE, R.G. WILLIAMS, and L.R. MARTI (1990): Runoff of sulfometuron-methyl and cyanazine from small plots: effects of formulation and grass cover. *J. Environm. Quality*, vol. 19, 119-125.
- [42] WEIPING Li, D.E. MERILL, and D.A. HAITH, (1990): Loading functions for pesticide runoff. *Research Journal WPCF*, vol. 62, 1, 16-26.
- [43] WHISLER F.D., YOUNG J.K., ROMKENS M.J.M., WANG J.Y. (1979): Agricultural Management Practices to Effect Solutions in Runoff and Sediment Production; Water Resources Research Institute, Mississippi State Univ., State College, MS.
- [44] WILLIAMS R.J., BIRD S.C., CLARE R.W. (1991): Simazine Concentrations in a Stream Draining an Agricultural Catchment; *IWEM Journal*, 5 February, 80-84.
- [45] WITT W.w., SANDER K.P. (1988): Potential of Surface Water Contamination from three Triazine Herbicides; Kentucky University Water Resources Research Institute.

- [46] T.L. WU (1980): Dissioation of the herbicides atrazine andalachlor in a Maryland corn field. J. Environm. Quality, vol. 9, 3, 459-465.

M. Frielinghaus

ZALF Müncheberg, Institut f. Bodenforschung

Erosionsbedingte Verlagerungspfade für Nähr- und Schadstoffe in der Landschaft und Möglichkeiten ihrer Unterbrechung.

(Zusammenfassung des Vortrages)

Standort- und bewirtschaftungsbedingte Bodenerosionspfade in Nordostdeutschland

In letzter Zeit werden bei Boden- und Nährstoffverlagerungen durch Wasser oder Wind zunehmend Offsiteschäden, d. h. Schäden außerhalb der eigentlich betroffenen Quellflächen, diagnostiziert. Diese auf Austrägen aus den Acker-Ökosystemen und Einträgen in benachbarte Ökosysteme wie Gewässer, Senken, Feuchtbiotope, Trockenrasen o.ä. beruhenden Belastungen bilden einen Teil der diffusen Quellen, die zur Eutrophierung von Fließgewässern oder Seen führen. Im Moment ist schwer zu sagen, welche Mengen tatsächlich aus den Ackerflächen ausgetragen werden. Die damit verbundene Gefahr ergibt sich allerdings weniger aus der absoluten Höhe der Emissionsfracht sondern vielmehr aus dem Grad der Sensibilität des Gewässers oder Biotops, in das Schadstoffe eingetragen werden.

In Nordostdeutschland sind etwa 27 % der Flächen wasser- und 28 % winderosionsgefährdet; davon gelten etwa 14 % als bereits durch Erosion geschädigt. Von der Schädigung können sowohl Quellflächen (sources) als auch Senken (sinks) innerhalb der Ackerflächen betroffen sein (FRIELINGHAUS et al.,1992). Als Folge können wichtige ökologische Funktionen des Bodens wie Produktions-, Lebensraum- und Regelfunktionen auf den beeinflussten Flächenteilen vielfach nicht mehr ausreichend realisiert werden.

Betrachtet man die hydrologischen **Standortbedingungen** in den erosionsgefährdeten Gebieten des nordostdeutschen Tieflandes, wird deutlich, daß eine ackerflächeninterne Analyse

der Erosion allein nicht ausreicht, sondern gleichzeitig die Bedeutung für die umgebende Landschaft vorzunehmen ist.

Hydrologische Kennwerte sind:

Niederschläge	400 bis 700 mm im Jahr
Evapotranspiration	350 bis 600 mm im Jahr
Grundwasserbildung	50 bis 200 mm im Jahr
Seen	> 4.000
Sölle	> 40.000
Binnenentwässerungsfläche	> 200.000 ha
Niedermoore	> 40.000 ha
Flußtäler mit Auen	> 150.000 ha

Aus den hydrologischen Parametern ist in Hinblick auf die Wirkung der Bodenerosion die Schlußfolgerung zu ziehen, daß einerseits die geringe Niederschlagsmenge in diesem Gebiet sparsam bewirtschaftet werden muß, das heißt in den Boden eindringen und nicht erosionsbedingt abfließen sollte. Andererseits erzwingt der hohe Anteil von mit den Ackerflächen vergesellschafteten Gewässern eine kritische Analyse der Stoffeinträge.

Die **bewirtschaftungsbedingten** Ursachen für die Zunahme von Erosionsschäden sind inzwischen gut bekannt:

- O Vergrößerung einheitlich bewirtschafteter Flächen ohne abfluß- und windbremsende Hindernisse,
- O Erhöhung der Konzentration und des Anbauumfanges von Reihenkulturen wie Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln auf dafür ungeeigneten Standorten,
- O zu häufige und zu tief wendende Bodenbearbeitung mit dadurch hervorgerufener Strukturlabilität, verstärktem Humusabbau, verminderter Mikrobenaktivität und Zerstörung dränender Porensysteme,
- O Zunahme des Bewirtschaftungsaufwandes in der intensiven Pflanzenproduktion mit erhöhter Bodenbelastung durch Mechanisierungsmittel,

O tiefe Entwässerung von grundwasserbeeinflussten Sandböden zur Schaffung einheitlicher Bearbeitungsbedingungen und damit Erhöhung der Winderosionsanfälligkeit.

Die Verzögerung der Bodenreaktion auf den Abtrag oder die Akkumulation von Bodensediment und die nicht immer deutlich erkennbaren Prozeßabläufe führten vielfach zu einer Verkennung der Gefahren für den Boden und die Umwelt (FRIELINGHAUS; 1991).

Messungen der letzten Jahre zeigen aber, daß sowohl Onsite- als auch Offsiteschäden auftreten, die vielfach zu einer Reaktion durch Schutzmaßnahmen zwingen. Als **Onsiteschäden** werden erosionsbedingte Schäden bezeichnet, die auf den Quellflächen selbst entstehen, auf denen die Bodenverlagerungsprozesse ablaufen. Diese Schäden können aktuell sichtbar werden oder sie führen zu einer über lange Zeiträume ablaufenden Veränderung von wichtigen Bodenparametern. Die Schäden, die unmittelbar erkennbar sind, sind Verletzung, Entwurzelung und Vernichtung von Kulturpflanzen, erschwertes Befahren der Äcker durch tiefe Erosionsrinnen oder Dünen, Überdeckung von Pflanzen, Wegspülen und Wegblasen von Saatgut, Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln vom beabsichtigten Wirkungsort, Konzentration von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln in Akkumulationsbereichen und die Verschmutzung von angrenzenden Straßen, Wegen und Gräben . Die Veränderung der Bodenparameter wird an gravierenden Differenzierungen auf den Ackerflächen zwischen Abtrags- und Auftragsbereichen meßbar .

Als **Offsiteschäden** werden erosionsbedingte Stoffausträge aus den "Quellflächen" bezeichnet, die als Einträge in benachbarte Biotope oder Vorfluter oder andere Systeme auftreten und in diesen zu Verschiebungen im jeweiligen Stoffhaushalt führen. Die Verschmutzung der Ost- und Nordsee und der vielen Seen , Flüsse und wertvollen Biotope im Nordosten des Landes sind anteilmäßig auf diffuse Stoffausträge aus der Landwirtschaft zurückzuführen, ein beträchtlicher Anteil davon ist erosionsbedingt (DEUMLICH u. FRIELINGHAUS in WERNER u. WODSACK, 1994) Bei jedem Erosionsprozeß werden die groben Bodenteilchen sowohl im Wasser als auch im Wind in der Regel nur innerhalb der Quellflächen verlagert. Die feinen Teilchen fließen als Suspension im abfließenden Oberflächenwasser in den nächsten Vorfluter oder in das innerhalb der Flächen sich befindende Soll oder in einen Binnensee usw. An den

feinen Bodenteilchen sind vorwiegend Nährstoffe und teilweise auch Reste von Schadstoffen , z. B. von Pflanzenschutzmitteln, adsorbiert, die demzufolge ebenfalls aus den Ackerflächen ausgetragen werden können.

Obwohl im Nordosten und Osten des Landes wesentlich weniger Niederschläge fallen als im übrigen Deutschland, sind in den vergangenen 10 Jahren erhebliche Boden- und Nährstoffverlagerungen gemessen worden (FRIELINGHAUS et al.,1992). Eine umfangreiche Kartierung von Eintragungspfaden im Frühjahr 1994 erhärtet die Tatsache, daß besonders im Winterhalbjahr bei hohem Bodenfeuchtegehalt umfangreiche Einträge in Senken, Sölle, Bäche, Feuchtbiootope und Vorfluter erfolgen.

Bei Winderosionsereignissen werden ebenfalls die feineren Bodenteilchen mit den daran gebundenen chemischen Stoffen vielfach aus den Quellflächen herausgetragen und als Suspension über weite Strecken transportiert (FUNK et al. ...1993).

Die stärksten Flächenausträge sind in der Regel bei Starkwinden in den Monaten März bis Mai festzustellen.

Wenn die bewirtschaftungsbedingten Ursachen für erosions-abhängige Stoffverlagerungen für die aufgezeigten Hauptetappen präzisiert werden sollen, so fallen im Winterhalbjahr mit unzureichender oder keiner Bodenbedeckung durch Vorauf- oder Nachaufspritzungen von Pflanzenschutzmitteln initiierte Fahrspuren im Winterweizen oder Winterraps ins Auge. Im Frühjahr trifft die gleiche Situation für Mais, Zuckerrüben bzw. Gemüsekulturen zu. Die Initialbereiche aller am Ausgang des Winters 1994 kartierten Verlagerungspfade waren PSM-Spuren, die beim Zusammenfließen in "Talwegen" (geomorphologische Reliefkategorie) zu Rinnen und Gräben anwuchsen. In diesen so ausgeprägten Pfaden endeten in der Regel die Stofftransporte in Gewässereinträgen.

Die bisherigen Ausführungen zeigen, daß mit Schutzmaßnahmen in erster Linie auf die Gefahr der Ausbildung von Transportpfaden reagiert werden muß.

Worin liegen nun die Hauptursachen für erosionsbedingte Stoffverlagerungen in der Landschaft und wie kann ihnen begegnet werden?

Von den bewirtschaftungsbedingten Parametern, die zu Austrägen führen können, ist die Verminderung der "Regenverdaulichkeit" in der Regel auf Schadverdichtungen in Krume und Krumbasis, auf Verschlammung und Verkrustung der Bodenoberfläche und auf einen hohen Fahrspuranteil zurückzuführen. Die Sättigung des Bodens im Winterhalbjahr setzt die Wasseraufnahmekapazität weiter herab. Alle erosionsauslösenden Bodenzustände werden besonders dort wirksam, wo keine ausreichende Bodenbedeckung durch Pflanzen oder Pflanzenrückstände zur Zeit der Befahrung der Ackerflächen Schutz bietet.

Untersuchungen in den vergangenen Jahren haben ergeben, daß etwa 250 Tha Ackerland im nordostdeutschen Tiefland schadverdichtet sind (BÖTTCHER , 1984). Diese Verdichtungen entstehen besonders bei strukturarmen Sandböden mit geringem Regenerationsvermögen . Die damit verbundene Abnahme schnelldränender und damit wasserabführender Grobporen wird in den Fahrspuren noch um ein Vielfaches verstärkt. Intensive Produktionsverfahren bei Reihenkulturen führen dazu, daß teilweise mehr als 60% der Ackerflächen mit Fahrspuren bedeckt sind. In erosionsgefährdeten Gebieten sind diese Fahrspuren potentielle Erosionsrinnen, die sich oft zu Gräben ausweiten und bevorzugte Abtrags- und Austragspfade für Schadstoffe bilden .

Die Experimente haben gezeigt, daß bei intensiver Pflanzenproduktion in erosionsgefährdeten Landschaften die Gefahr der Ausbildung bewirtschaftungsbedingter Abflußbahnen sehr groß ist. Jede Fahrspur, die auf nicht von Pflanzen bedeckter Bodenoberfläche entsteht, ist eine vorgeprägte Abflußbahn. Das trifft sowohl für Winterraps und Winterweizen im Herbst und Winter als auch für Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben und Gemüse im Frühjahr und Frühsommer zu. Allerdings gibt es mit dem integrierten Pflanzenbau Möglichkeiten, den Fahrspuranteil durch gezielte und damit reduzierte Befahrung besonders im Herbst zu vermindern. Grundsätzlich müssen Nachauflaufbehandlungen mit Pflanzenschutzmitteln vorgesehen werden, weil etwa 80 % der Winterabflüsse aus Fahrspuren der PSM-Vorlaufbehandlung resultieren und sich vermeiden lassen. Gewässerrandstreifen können die erwartete Wirkung vielfach nicht erbringen, weil die Bündelung der in Fahrspuren beginnenden und dann in

Talwegen verlaufenden Abflüsse in ihnen nicht aufgehalten werden kann. Die Strategie der Erosionsverminderung sollte auf folgende Schwerpunkte gelenkt werden:

- ganzjährige Bodenbedeckung mit geschlossenen Pflanzenbeständen oder ihren Rückständen,
- Beibehaltung der Bodenbedeckung innerhalb besonders anfälliger Fruchtarten wie Mais und Zuckerrüben durch Mulchsaat in abgefrorene Senf- oder Phaceliarückstände,
- Beschleunigung der Jugendentwicklung der Pflanzen durch optimale Bestelltermine z. B. bei Wintergetreide und Winterraps,
- Nachauflaufbehandlung mit Pflanzenschutzmitteln zur weitgehenden Vermeidung von Fahrspuren im Winterhalbjahr
- Vermeidung aller unnötigen Last- und Leerfahrten auf den Ackerflächen nach der Bodenbearbeitung,
- Verminderung der Schlaglängen im nordostdeutschen Ackerbaugebiet zur Verkürzung der Abflußbahnen
- Gezielte Einbeziehung von Extensivierungsmaßnahmen in den intensiven Ackerbaugebieten zur Verkleinerung der Einzugsgebiete für Stoffausträge aus den Ackerflächen und zur Schaffung von Distanzstreifen zwischen Ackerflächen und benachbarten sensiblen Ökosystemen.

Schlußfolgerungen

In den glazial entstandenen Agrarlandschaften im nordostdeutschen Tiefland sind eine Vielfalt von differenzierten Ökosystemen vergesellschaftet, die durch erosionsbedingte Stoffflüsse aufeinander wirken.. Die Reliefenergie und die Spezifik der Böden bedingen eine erhöhte potentielle Erosionsgefährdung auf Teilflächen und die Neigung zu Schadverdichtungen. Durch die ständige Steigerung der Intensität in der Pflanzenproduktion in den vergangenen Jahrzehnten nahm die aktuelle Erosionsgefahr besonders durch den großen Anteil von

Fahrspuren auf den Ackerflächen zu. Daraus resultieren Onsiteschäden, die sich in einer Störung ökologischer Bodenfunktionen äußern, und Offsiteschäden, die durch Schadstoffverlagerungen und -austräge aus den Ackerflächen in angrenzende Gewässer eintreten.

Im modernen Ackerbau gibt es vielfältige Möglichkeiten, um eine Verminderung der diffusen Stoffeinträge in erosionsgefährdeten Gebieten zu erreichen. Am wirkungsvollsten sind die Erhöhung der Bodenbedeckung durch entsprechende Anbauabläufe, die Beschleunigung der Pflanzenentwicklung zur Bodenbedeckung durch optimale Bestellzeiten, die Verminderung von Fahrspuren auf den Ackerflächen, eine Reduzierung von Schlag- und damit Einzugsängen für den Oberflächenabfluß und die gezielte Einordnung von Extensivierungsmaßnahmen.

Zitierte oder weiterführende Literatur :

- BORK, H.-R. (1988) : Bodenerosion und Umwelt- Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion. Bodenerosionsprozesse. Modelle und Simulation.-Landschaftsgenese und Landschaftsökologie. Bd.13,249 S., Braunschweig
- BÖTTCHER, B. (1984) : Beitrag zum Erkennen, Bewerten und Beseitigen von Krümmenbasisverdichtungen auf D-Standorten. Diss.AdL Berlin
- BRAMER,H.; HENDL, M., MARCINEK,J. u.a. (1991): Physische Geographie Hermann Haack Verlagsgesellschaft mbH Gotha
- DEUMLICH,D., FRIELINGHAUS,M. in WERNER,W, u. WODSACK,)
Stickstoff- und Phosphoreinträge in Fließgewässer des Lockergesteinsbereiches (1994, im Druck)
- DEUMLICH,D., FRIELINGHAUS,M. in WERNER,W, u. WODSACK,)
Stickstoff- und Phosphoreinträge in Fließgewässer des Lockergesteinsbereiches (1994, im Druck)
- FRIELINGHAUS,M. (1991) : Stand der Erosionsforschung in der ehemaligen DDR. Berichte über Landwirtschaft des BML, 205. Soderheft Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd.3 Bodenerosion

- FRIELINGHAUS, M.; PETELKAU, H.; SCHMIDT, R. (1992) Wassererosion im norddeutschen Jungmoränengebiet. Z.f.Kulturtechnik und Landentwicklung 33,
- FRIELINGHAUS, M.; BARKUSKY, D.; KÜHN, G. (1992) Bewertung von Nutzungssystemen in Hinblick auf den Bodenschutz vor Erosion im nordostdeutschen Tiefland. !04. VDLUFA Kongreß Kongreßband 615-618
- FRIELINGHAUS, M. u. SCHMIDT; R. (1993) Onsite and Offsite Damages by Erosion in Landscape of East Germany . Farm Land Erosion: In Temperate Plains Environment and Hills .. S.Wicherek (Editor) 1993 Elsevier Science Publishers B.V. S 47 - 49
- FRIELINGHAUS, MA. u. FRIELINGHAUS, MO.(1993) Design and Layout of Shelter Belts in Large-area Sprinkler- Irrigation Plants.
15. ICID-Congress The Hague 1993 Kongressband Q44 R.!0 S.109- 118
- FRIELINGHAUS, M.; FUNK, R.; KRETSCHMER, H.; WINNIGE, B.(1993): Shelterbelts for Soil Protection with Ecological Functions in East Germany. 4th International Symposium Windbreaks and Agroforestry Viborg, Dänemark Congressband (im Druck)
- FRIELINGHAUS, MO.; KOCMIT, A. und RATZKE; U. (1993) Veränderungen von Bodenprofilen an wassererosionsbeeinflußten Hängen und Auswirkungen auf die Bodenerodibilität im Jungmoränengebiet. Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 72 S. 1169- 1172
- FRIELINGHAUS, M. u. Mitarbeiter 11 Merkblätter zur Erkennung, Kartierung, Bewertung und Vermeidung der Bodenerosion. MUNR Brandenburg , im Druck
- FUNK, R. und M. FRIELINGHAUS : (1993) : Der Einfluß der Vegetation auf den Bodenabtrag durch Wind Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft S 1173 - 1176
- HÖFLICH, G. , FRIELINGHAUS, M., ROTH, R.; NOATSCH, F.; BLANK, B.(1993)Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Prozesse im Rhizospärenraum. Arch. Acker- Pfl. Boden, 1993 , Vol 37 313-323
- KUNTZE, H. (1988)Zur extensiven Bodennutzung und ihre standörtliche Auswirkungen - eine Einführung. Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 29,321-325
- NOLTE, C. WERNER, W.(1991) : Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR.
Umweltforschungsplan des BMUNR, Wasserwirtschaft, Forschungsvorhaben Wasser 102 04 382

M. Bach und Hans-Georg Frede

Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr. 3,
35390 Gießen

Schutzfunktionen von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum gegen PSM-Einträge in Fließgewässer

Einleitung

Pflanzenschutzmittel-Einträge stellen einen wesentlichen Beitrag zu Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen dar [5, 8]. Zahlreiche Autoren betonen die große Bedeutung, die naturnahen Uferstreifen als Pufferbereich und Schutzstreifen gegen Stoffeinträge in Oberflächengewässer aus angrenzenden Agrarflächen beizumessen ist [9]. Im Zusammenhang mit PSM-Einträgen werden Uferstreifen vorrangig drei Schutzfunktionen zugesprochen:

- Filterfunktion gegen PSM-Einträge mit dem Oberflächenabfluß (run-off) in gelöster oder partikulärer Form nach Starkniederschlägen oder Schneeschmelze
- Distanzfunktion gegen PSM-Direkteinträge bei deren Ausbringung
- Abschirmfunktion gegen Eindrift von Pflanzenschutzmitteln, die während der Applikation mit der Feldspritze als Aerosol verdriftet werden.

Wie in [4] ausgeführt wird, liegen bislang keine ausreichenden Untersuchungsergebnisse zu der Frage vor, wie wirksam Uferstreifen für den Gewässerschutz wirklich sind. Mit Hilfe einer Kartierung wurde daher quantifiziert, in welchem Umfang Uferstreifen die postulierten Wirkungen in einer Mittelgebirgslandschaft erfüllen können.

Methodik und Untersuchungsgebiet

Die Aufnahme und Bewertung der Uferstreifen erfolgte mit einem Kartierschlüssel nach [2]. Die Kartierung wurde im Januar und Februar 1992 im Einzugsgebiet der Lumda (Hessen) durchgeführt.

Das oberirdische Einzugsgebiet der Lumda bis zum Pegel Lollar (8°43'E, 50°39'N) umfaßt rd. 129 km², der mittlere Jahresniederschlag beträgt rd. 725 mm, die mittlere Abflußhöhe 325 mm/a. In den Hangbereichen sind schluffig-lehmige, teilweise pseudovergleyte Löß-Parabraunerden vorherrschend, in den Talauen Gley-Kolluvien. Das Einzugsgebiet wird zu 55 % landwirtschaftlich genutzt, 32 % sind Wald- und 13 % Siedlungs- sowie sonstige Flächen. Das kartierte Untersuchungsgebiet ist repräsentativ für vergleichbare westeuropäische Mittelgebirgslandschaften.

Ergebnisse

Insgesamt wurden auf 414 km Uferstrecke rd. 4800 Uferstreifen-Abschnitte kartiert (mittlere Länge 86 m). Zum Zeitpunkt der Kartierung waren 64,5 % der Gewässerstrecken wasserführend. Zunächst wird die Ausprägung ausgewählter Merkmale der Uferstreifen im Untersuchungsgebiet dargestellt, die für die Schutzfunktionen von Bedeutung sind (ausführliche Ergebnisse in [3]).

Merkmale der Uferstreifen

Angrenzende Flächennutzung

Fast 80 % der Flächen, die an die kartierten Uferstreifen angrenzen, werden landwirtschaftlich genutzt (Abb. 1). Im Vergleich zur Landwirtschaftsfläche im gesamten Einzugsgebiet (45 % Grünland, 55 % Acker) wird der Nahbereich der Gewässer mit 75 % bevorzugt als Wiese oder Weide genutzt, insbesondere entlang der größeren, ständig wasserführenden Gewässer. Ackerflächen sind tendenziell häufiger an den episodisch wasserführenden Vorflutern zu finden.

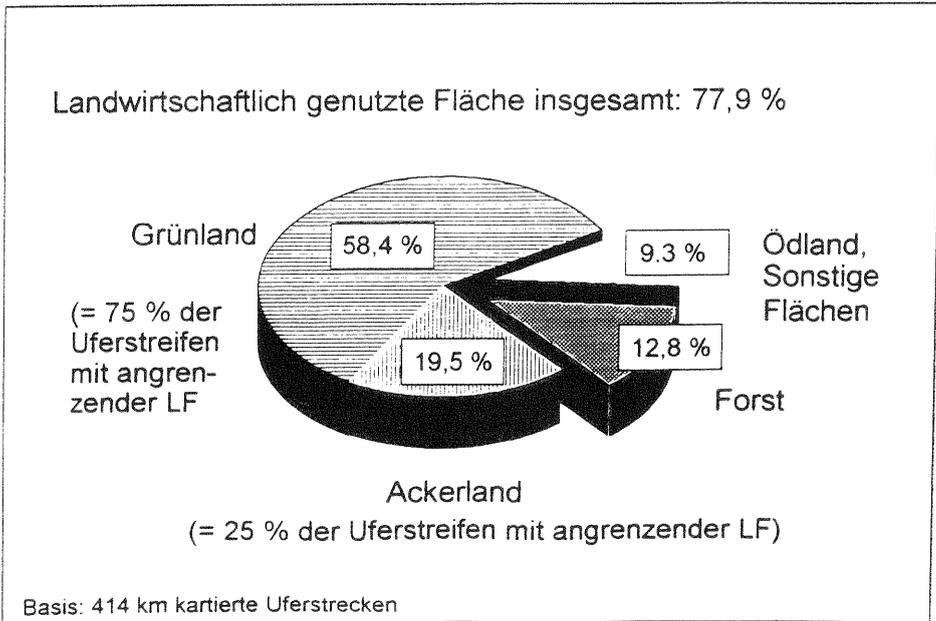


Abb. 1: An die Uferstreifen angrenzende Flächennutzung im Einzugsgebiet der Lumda

Flächenhafter Eintritt des Oberflächenabflusses

Für Uferstreifen mit angrenzenden Ackerflächen ist ein flächenhafter Eintritt des Oberflächenabflusses und damit eine der drei Bedingungen für Filterwirksamkeit nur an 16 % der Gewässerlänge "sicher möglich" (Abb. 2). An 12 % der Uferstreifen kann aus den Geländebeziehungen nicht eindeutig auf die Art des Übertritts des run-off geschlossen werden ("potentiell flächenhafte Eintritte"). Der Anteil der Uferstreifen, für die ein flächenhafter Eintritt des Oberflächenabflusses und damit eine Filterung von erosiven PSM-Einträgen ausgeschlossen ist, beträgt dagegen 72 %. Ursache dafür ist vielfach eine gewässerparallel angelegte Ackerrandfurche.

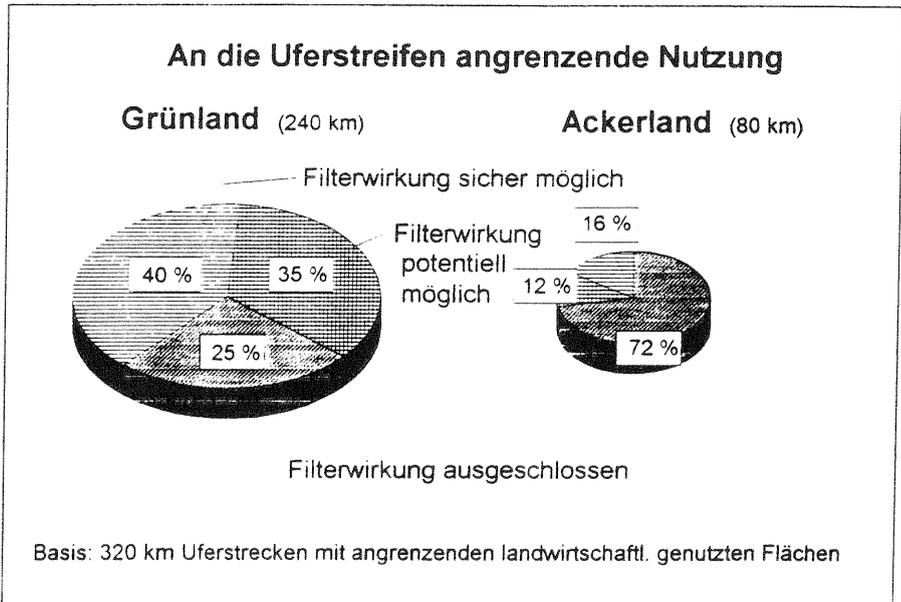


Abb. 2: Möglichkeit des flächenhaften Eintritts von Oberflächenabfluß in den Uferstreifen in Abhängigkeit von der angrenzenden Flächennutzung

Uferstreifen-Breite

Eine ausreichende Breite (= Ausdehnung quer zum Gewässer) ist eine weitere notwendige Bedingung für die Filterwirksamkeit von Uferstreifen. Im Untersuchungsgebiet beträgt die kartierte mittlere Breite (Modus) einen Meter (Abb. 3), von den Uferstreifen mit angrenzender Ackernutzung weisen drei Viertel eine Breite von 1 bis 2 m auf. Uferstreifen mit einer Ausdehnung > 5 m, die häufig als ökologische Minimalanforderung für die Breite von naturnahen Uferstreifen genannt wird, sind nur an 2 % der Gewässer festzustellen.

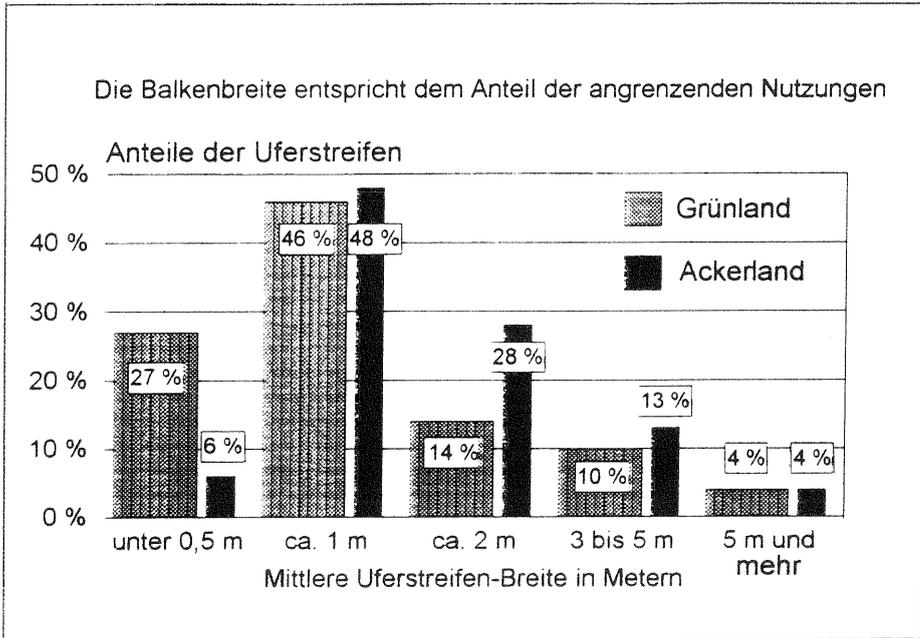


Abb. 3: Breite der Uferstreifen für verschiedene angrenzende Flächennutzungen

Vorherrschende Vegetation im Uferstreifen

Der vorherrschende Vegetationstyp in den Uferstreifen sind niederwüchsige Gras/Krautfluren mit (meist annuellen) Staudengewächsen, in die nur selten Gehölze eingeschaltet sind (Abb. 4). Etwas höhere Gehölzanteile (20 % und mehr der Länge in einem Uferstreifen-Abschnitt) sind nur an rund 20 % der Uferstreifen zu finden, nahezu geschlossene Gehölzzeilen (> 80 % Deckungsgrad) treten nur an rd. 4 % auf. Eine Abhängigkeit des vorherrschenden Vegetationstyps von der angrenzenden Nutzung ist nicht zu erkennen. Schmale Uferstreifen mit 1 m Breite und weniger sind fast völlig gehölzfrei, in der Regel wird erst in Uferstreifen ab 3 m Breite ein nennenswerter Gehölzanteil erreicht.

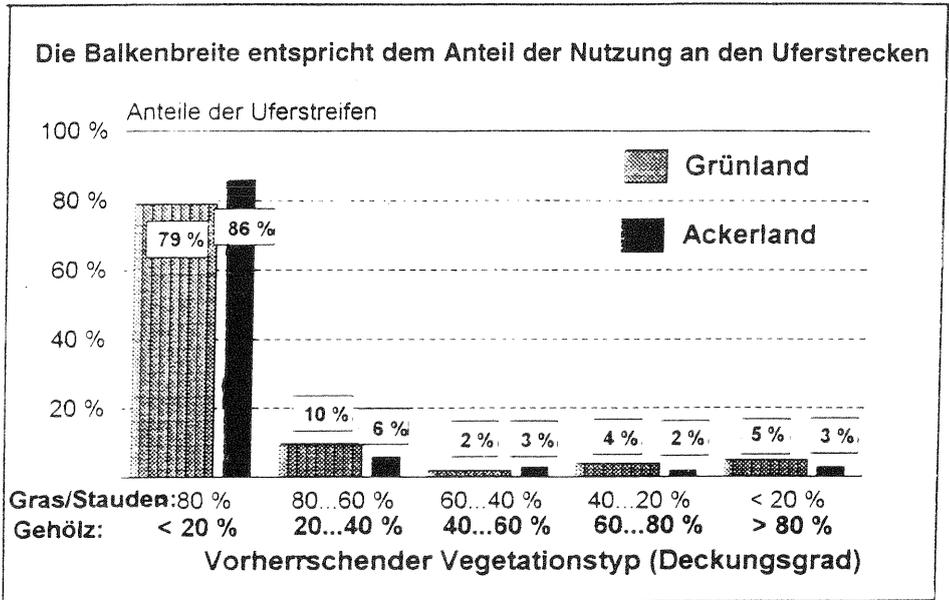


Abb. 4: Vorherrschender Vegetationstyp in Uferstreifen

Punktuelle Übertritte

Mit einer Kartierung kann nicht unmittelbar erhoben werden, welcher Anteil des Oberflächenabflusses sich bereits im Vorfeld von Uferstreifen in Kleinstgerinnen konzentriert. Es kann nur die Zahl der punktuellen Übertritte erfaßt werden, an denen Oberflächenabfluß durch Uferstreifen linienhaft hindurchtritt. Nach Abb. 5 hängt deren Häufigkeit eng mit der Nutzung der angrenzenden Fläche zusammen. An rund einem Drittel der Uferstreifen-Abschnitte, an die sich Ackerflächen anschließen, sind derartige punktuellen Übertritte zu beobachten, bei angrenzenden Grünlandflächen sind es nur 3,6 %. Der Oberflächenabfluß in den punktuellen Übertritten muß aber nicht notwendigerweise aus der angrenzenden Fläche selbst stammen, sondern er kann auch auf weiter hangaufwärts liegenden Flächen entstanden sein.

Die durchschnittliche Größe der Einzugsgebiete von run-off, die den beobachteten punktuellen Übertritten zugeordnet werden können, beträgt rund einen Hektar.

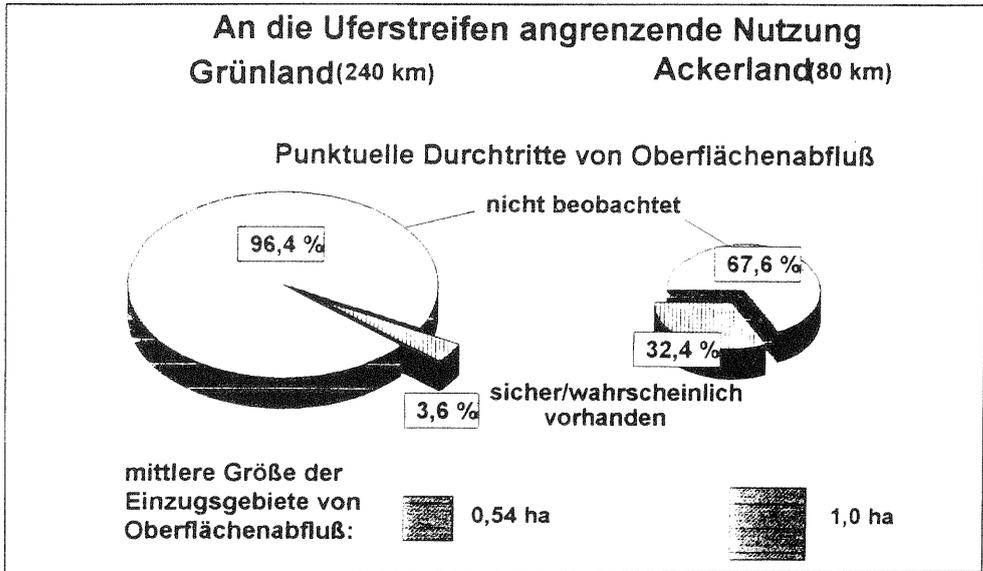


Abb. 5: Häufigkeit punktueller Übertritte von Oberflächenabfluß durch Uferstreifen

Filterfunktion für Stoffeinträge durch Oberflächenabfluß

[4] und (6) untersuchen den Rückhalt von gelösten Nährstoffen und Sediment, der bei der Passage von Oberflächenabfluß durch naturnahe Uferstreifen hindurch unter filteroptimalen Bedingungen festzustellen ist. In diesen Versuchen wurde die Konzentration von Ammonium im Mittel um ca. 40 % vermindert, ortho-Phosphat um ca. 55 %, der Sedimentgehalt im Oberflächendurchfluß ging insgesamt um rd. 80 % zurück, die Konzentration der Ton-Fraktion - dem Träger von adsorbierten PSM-Wirkstoffen - verringerte sich nur um ca. 40 %, die Nitratkonzentration blieb unverändert. Die Frachtverminderung als Produkt aus Konzentrations- und Abflußverminderung betrug für alle Substanzen rd. 80 bis 90 %. Diese Ergebnisse sind auf den Rückhalt von gelösten und adsorbierten Pflanzenschutzmitteln weitgehend übertragbar.

Als Voraussetzung für Stoffretentionsleistungen in diesen Größenordnungen müssen drei Bedingungen erfüllt sein:

1. Der Oberflächenabfluß, der auf dem angrenzenden Hangsegment entsteht, darf sich nicht bereits

im Vorfeld des Uferstreifens in Ackerrandfurchen, Wegseitengräben etc. zu Kleinstgerinnen konzentrieren und punktförmig in den Uferstreifen eintreten, sondern er muß vielmehr flächenhaft, gleichmäßig über die gesamte Länge des Uferstreifens verteilt werden.

2. Das Relief am Übergang von der angrenzenden Nutzfläche zum Uferstreifen sowie im Uferstreifen selbst muß einen flächenhaften Übertritt ermöglichen, d. h. es darf keine Ackerrandfurche oder Uferrehne vorhanden sein, die eine flächenhafte Passage verhindert.
3. Der Uferstreifen muß eine gewisse Mindestbreite (= Filterstrecke in Fließrichtung des Oberflächenabflusses) aufweisen, damit die Prozesse der Infiltration, Sorption, Fällung und Sedimentation wirksam werden können, die die Verringerung der Stofffracht bewirken.

Zur quantitativen Abschätzung der möglichen Filterfunktion wird für die Uferstreifen mit angrenzender Ackerfläche ausgewertet, wie häufig diejenigen Merkmals-Ausprägungen in Kombinationen miteinander auftreten, welche die Voraussetzung für eine wirksame Retention von erosiven PSM-Austrägen darstellen. In Anbetracht der großen Spannweite wird die Bewertung sowohl für die best- als auch die schlechtestmögliche Kombination (im Hinblick auf die Filterleistung) kalkuliert.

best case-Abschätzung mit folgenden Voraussetzungen:

1. Der **gesamte run-off** aus allen Ackerschlägen erreicht die **Uferstreifen flächig**, das Vorhandensein punktueller Übertritte wird negiert.
2. Als **Mindestbreite** des Uferstreifens für eine wirksame PSM-Retention werden **3 m** angenommen. Von den gesamten Uferstreifen mit angrenzender Ackerfläche (94 km = 100 %) weisen nur 18 km (19,2 %) diese Mindestbreite > 3 m auf.
3. Von diesen Uferstreifen wiederum wird sowohl für diejenigen mit **sicherem** als auch für die mit **potentiellem flächenhaften Eintritt** Filterwirksamkeit angenommen.

Nach diesen Kriterien bleiben 5,7 km (6,1 %) der Uferstreifen übrig. Nach [4] ist eine mittlere **Verminderung** der gelösten und partikulären **Stofffracht um rd. 80 %** in filteroptimalen

Uferstreifen anzusetzen. Multipliziert man diese spezifische Retentionsleistung von 80 % mit dem Anteil der filterwirksamen Uferstreifen im Einzugsgebiet (6,1 %), dann beträgt die **Filterwirkung**, die durch die Uferstreifen im Untersuchungsgebiet **selbst bei sehr optimistischen Annahmen** möglich wäre, **nur rund 5 % der gesamten PSM-Fracht** mit run-off aus Ackerflächen.

worst case-Abschätzung mit den Annahmen:

1. Der run-off kann **nur** von denjenigen Ackerflächen **flächig übertreten**, die direkt an Uferstreifen angrenzen (= 11 % aller Ackerparzellen im Einzugsgebiet der Lumda).
2. PSM-Retention nur in Uferstreifen mit **mindestens > 5m Breite**.
3. **Ausschließlich** die Uferstreifen mit **sicherem flächenhaftem Eintritt** sind filterwirksam.

Diese Merkmale in Kombination treten nur an 0,9 km (1 %) der Uferstreifen mit angrenzendem Acker auf. Mit einer spezifischen Frachtreduzierung um 80 % im Uferstreifen [4] resultiert daraus eine **Verminderung** der PSM-Fracht mit dem Oberflächenabfluß **aus gewässerangrenzenden Ackerflächen um rd. 0,8 %**. Für die übrigen 89 % der Ackerschläge, die nicht unmittelbar an Uferstreifen liegen, wird davon ausgegangen, daß deren Oberflächenabfluß bereits im Vorfeld sich als Gerinneabfluß konzentriert und dadurch ungefiltert, d. h. ohne Verminderung der mitgeführten PSM-Fracht, in die Vorfluter übertritt. Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet bedeutet dies, daß **insgesamt weniger als 0,1 %** (0,8 % Retention der Fracht aus 11 % der Flächen) **der gesamten erosiven PSM-Einträge** aus Ackerflächen durch Uferstreifen zurückgehalten werden könnten.

Distanzfunktion gegen Direkteinträge

Als wirksame Maßnahme gegen fahrlässige Direkteinträge gilt ein ausreichend breiter Uferstreifen, der nicht landwirtschaftlich genutzt wird und als Distanzstreifen gewährleistet, daß bei der PSM-Applikation ein Sicherheitsabstand zum Gewässer eingehalten wird. Wenn man als **Mindest-Ausdehnung** für diese Distanzwirkung eine Breite von **5 m und mehr** ansetzt, dann erfüllen nur rd. **4 %** der Uferstreifen diese Schutzfunktion. Geht man von einer notwendigen **Uferstreifen-Breite**

von 10 m aus, dann bieten sogar **weniger als 0,1 %** der Uferstreifen im Untersuchungsgebiet einen ausreichenden Schutz gegen PSM-Direkteinträge..

Abschirmfunktion gegen Eindrift

Abdriftverluste bei der PSM-Spritzung können eine weitere Ursache von Gewässerbelastungen darstellen. Im Zulassungsverfahren wird für Feldkulturen ein Abdriftverlust von 0,6 % der ausgebrachten Aufwandmenge pro Hektar in 5 m Abstand und von 0,3 % in 10 m Abstand vom Rand der Behandlungsfläche angenommen [7]. Diese Werte gelten allerdings nur für Windgeschwindigkeiten < 3m/s, bei höheren Geschwindigkeiten wachsen die Abdriftverluste rasch an.

Säumt eine dichte, belaubte Gehölzreihe aus Büschen und niederwüchsigen Bäumen das Gewässer, dann schlägt sich ein großer Teil des verdrifteten Aerosols auf den Pflanzenoberflächen nieder und gelangt nicht unmittelbar auf die Wasseroberfläche. Weitgehend **geschlossene Gehölzreihen** (Kriterium: Gehölzbestand > 80 % entlang eines Uferstreifenabschnitts) finden sich nur 3,1 % der Uferstreifen mit angrenzenden Ackerflächen. Dementsprechend gering ist die Abschirmfunktion gegen PSM-Einträge über den Pfad Eindrift zu bewerten.

Schlußfolgerungen

Relief, Hydrologie und Agrarstruktur des kartierten Einzugsgebietes sind repräsentativ für zahlreiche Mittelgebirgslandschaften in Deutschland. Es wird davon ausgegangen, daß mit den kartierten Uferstreifen-Merkmalen die maßgeblichen Parameter erfaßt und bewertet werden, die nach derzeitigem Stand des Wissens für die verschiedenen Schutzfunktionen von Uferstreifen ausschlaggebend sind. Als wesentliches Ergebnis ist festzuhalten, daß die Schutzwirkungen von Uferstreifen (in ihrer gegenwärtigen Ausprägung) für die Verminderung von PSM-Einträgen aus diffusen Quellen in Gewässer insgesamt als gering bis sehr gering zu bewerten sind.

Sowohl die erosive PSM-Fracht aus Ackerflächen als auch die Direkteinträge werden durch die Uferstreifen im Untersuchungsgebiet bestenfalls um ca. 5 % vermindert, im ungünstigsten Fall fast überhaupt nicht; die Einträge durch Eindrift können gleichfalls nur um etwa 5 % zurückgehalten werden. Alle drei Schutzfunktionen gleichzeitig werden nur von Uferstreifen erfüllt, welche die

Merkmale "> 5 m Breite", "hoher Gehölzanteil (> 80 %)" sowie "flächenhafter Eintritt des Oberflächenabflusses (sicher und potentiell) möglich" gemeinsam aufweisen. Uferstreifen mit diesen Eigenschaften sind im untersuchten Landschaftsraum nur an 0,5 % der Gewässerstrecken außerhalb geschlossener Forst- und Siedlungsgebiete zu finden, an Vorflutern mit angrenzenden Ackerflächen noch wesentlich seltener.

Für die Höhe der diffusen Einträge in Gewässer sind (von den Direkteinträgen abgesehen) zwei Vorgänge maßgeblich: Erstens der **PSM-Austrag** aus der Fläche, dessen (spezifische) Höhe vor allem von den Boden- und Stoffeigenschaften bzw. dem Witterungsverlauf abhängt, und zweitens der **Transport** über die Pfade run-off und Eindrift in den Vorfluter hinein. Die Höhe des **PSM-Eintrags** in Oberflächengewässer hängt von der Koppelung dieser beiden Prozesse ab; Uferstreifen können dabei grundsätzlich nur den Transportpfad beeinflussen.

Als Szenario wäre es denkbar, daß in Zukunft für alle Uferstreifen eine Breite von 5 oder sogar 10 m und eine lückenlose Gehölzreihe realisiert würde. Durch eine solche Maßnahme könnten Direkt- und Abdrift-Einträge wahrscheinlich nahezu ausgeschlossen werden. Die PSM-Einträge mit dem Oberflächenabfluß könnten im Mittelgebirgsraum aber selbst dann, wenn in allen Uferstreifen optimale Filterbedingungen verwirklicht wären, nur zu einem kleinen Teil in Uferstreifen zurückgehalten werden, denn diese Retentionsfunktion wird nur für die PSM-Austräge aus den direkt gewässerangrenzenden Flächen wirksam. In allen stärker reliefierten Landschaften würde sich aber weiterhin der weitaus größte Teil des Oberflächenabflusses bereits im Vorfeld, vor dem Eintritt in einen Uferstreifen, konzentrieren und dann ungefiltert in einen Vorfluter übertreten.

Daraus ist die Schlußfolgerung zu ziehen, daß für eine wirksame Reduzierung von diffusen PSM-Einträgen in Gewässer zwei Voraussetzungen erfüllt werden müssen: Zum einen müssen Uferstreifen mit einer bestimmten Mindestbreite und (naturnahen) Vegetation alle, auch die nur episodisch wasserführenden Vorfluter begleiten; landwirtschaftliche Nutzung ist im Uferstreifen nicht zulässig. Neben ihrer Distanz- und Abschirm-Funktion sind derartige Uferstreifen vor allem aufgrund ihrer besonderen Bedeutung als Saumbiotop zu fordern. Zum anderen muß für alle Landwirtschaftsflächen im Einzugsgebiet eine Bewirtschaftung nach Erosionsschutzrichtlinien gefordert werden. Nur durch eine konsequente Minimierung der PSM-Austräge aus den Flächen können

erosive PSM-Einträge in Gewässer nachhaltig vermieden werden, die mögliche Filterfunktion von Uferstreifen leistet dazu keinen wesentlichen Beitrag.

Zusammenfassung

Als wesentliche Funktionen von Uferstreifen für den Gewässerschutz in Agrarlandschaften werden häufig die Filterung von PSM-Einträgen mit dem Oberflächenabfluß sowie die Verhinderung von Direkteinträgen und Eindrift angeführt. Im Einzugsgebiet eines Mittelgebirgsflusses wurden auf 414 km Länge Uferstreifen kartiert und abgeschätzt, in welchem Umfang derartige Wirkungen tatsächlich zu erwarten sind. Danach leisten Uferstreifen im Mittelgebirgsraum derzeit keine wesentlichen Beiträge zur Verminderung von Gewässerbelastungen durch diffuse PSM-Einträge.

Literatur

- [1] Bach, M., J. Fabis und H. G. Frede. Schutzfunktionen von Uferstreifen für Gewässer im Mittelgebirgsraum, *Wasserwirtschaft* **10** (1994)
- [2] Bach, M., J. Fabis und H. G. Frede und I. Herzog: Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen - 1. Teil: Methodik der Kartierung. *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* **35** (1994)
- [3] Bach M., J. Fabis, H. G. Frede und I. Herzog: Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen - 2. Teil: Kartierung eines Flußeinzugsgebietes im Mittelgebirgsraum. *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* **35** (1994)
- [4] Fabis, J., M. Bach und H. G. Frede: Einfluß von Uferstreifen auf den Nährstoffeintrag in Gewässer des Mittelgebirgsraumes. *Wasserwirtschaft* **6** (1994)
- [5] Frede, H. G. und M. Bach: Stoffbelastungen aus der Landwirtschaft. In: Dachverband

Agrarforschung (Hrsg.): Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft.
Schriftenreihe Agrarspektrum Bd. **21**, 34-36

- [6] Frede, H.G., J. Fabis und M. Bach: Nährstoff- und Sedimentretention in Uferstreifen des Mittelgebirgsraumes. *Z. Kulturtechnik Landentwicklung* **35** (1994)
- [7] Ganzelmeier, H. und H. Köpp: Bewertung von Abtriftmessungen und deren Berücksichtigung im Zulassungsverfahren. *Mittlg. aus der Biolog. Bundesanstalt Berlin-Dahlem H.* **283**, 272-283 (1992)
- [8] Hurle, K., S. Lang und J. Kirchhoff: Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel. In: *Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft. Schriftenreihe Agrarspektrum Bd.* **21**, 47-65
- [9] DVWK (Hrsg.): Uferstreifen an Fließgewässern. *DVWK-Schriften* **90** (1990)

Dirk Rautmann

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Fachgruppe Anwendungstechnik,
Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig

Maßnahmen zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Anwendungstechnik

Einleitung

Die Gefahr einer ungewollten Beeinträchtigung des Naturhaushaltes durch Pflanzenschutzmittel besteht während der gesamten Pflanzenschutzmaßnahme, ob es sich um das Befüllen des Gerätes, den Ausbringvorgang selbst oder die anschließende Reinigung des Gerätes handelt. Es soll gezeigt werden, wie mit Hilfe der Anwendungstechnik die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer verhindert oder zumindest vermindert werden können.

Befüllen des Pflanzenschutzgerätes

Beim Einfüllen von Pflanzenschutzmitteln besteht die Gefahr des Verschüttens oder des Vergießens, wenn die Einfüllöffnung z. B. schlecht zu erreichen ist. Einspülschleusen führen zu einer wesentlichen Verbesserung, weil sie günstiger angeordnet sind und sich die Pflanzenschutzmittel leicht und sicher in den Behälter einfüllen lassen. Zusätzliche Reinigungsdüsen eröffnen außerdem die Möglichkeit, entleerte Pflanzenschutzmittelbehältnisse intensiv zu reinigen. Mit Zumeßbehältern lassen sich flüssige Pflanzenschutzmittel für mehrere Behälterfüllungen sehr genau zudosieren, ohne daß etwas verschüttet wird oder der Anwender mit dem Mittel in Kontakt kommen kann.

Gezielte Applikation

Damit Pflanzenschutzmittel nicht unnötig in den Naturhaushalt eingetragen werden, müssen alle Möglichkeiten der Gerätetechnik dafür genutzt werden, daß die Mittel möglichst nur an den Zielflächen angelagert werden. In zunehmendem Maße gewinnt hierbei die Teilflächenapplikation an Bedeutung. In Reihenkulturen werden dabei lediglich schmale Bänder im Bereich der Kulturpflanzen mit Herbiziden behandelt, die übrigen Flächen werden mit der Maschinenhacke bearbeitet. Auch die Ablage von insektiziden Granulaten in der Saatreihe wird weitgehend praktiziert. Im Obst- und Weinbau haben sich sogenannte Unterstockspritzgeräte eingeführt, die eine Punktbehandlung mit Herbiziden im unmittelbaren Bereich des Stammes bzw. Rebstockes vornehmen. Eine andere Art der Teilflächenbehandlung ist die bedarfsorientierte Teilschlagbehandlung, die durch die Möglichkeit einer exakten Ortsbestimmung durch Orientierung in Fahrgassen oder mit Hilfe der Satellitenortung und die erweiterten Funktionen der mobilen Agrarcomputer zukünftig an Bedeutung gewinnen werden und ein erhebliches Einsparungspotential an Pflanzenschutzmitteln bieten. Anhand der Kartierungen z. B. des Unkrautvorkommens auf einem Schlag werden mit einem PC und einem Schlagkarteiprogramm Teilschläge mit unterschiedlicher Behandlung (verschiedene Mittel oder Mittelkombinationen und unterschiedliche Aufwandmengen) festgelegt. Während der Behandlung ermittelt dann der mobile Agrarcomputer die aktuelle Position innerhalb des Schlages und regelt das Pflanzenschutzgerät entsprechend den am PC gewonnenen Vorgaben. Voraussetzung für diese Art der Applikation ist ein Pflanzenschutzgerät, das in der Lage ist, Pflanzenschutzmittel in unterschiedlichen Kombinationen und Aufwandmengen möglichst verzögerungsfrei auszubringen. Ein guter Ansatz in dieser Richtung ist ein Feldspritzgerät mit Direkteinspeisung, bei dem bis zu vier verschiedene Pflanzenschutzmittel mit Dosierpumpen in den Wasserstrom zu den Düsen eingespeist werden. Jede Dosierpumpe läßt sich separat einstellen. Nachteil dieses Systems ist bis jetzt die relativ lange Totzeit, die sich aus dem Weg zwischen der Einspeisestelle und den Düsen ergibt.

Für den Obstbau laufen Untersuchungen mit dem Ziel, die Position der Düsen ständig an die Konturen des Baumes anzupassen, um so immer einen optimalen Spritzabstand einzuhalten. Außerdem sollen Lücken zwischen den Bäumen mit Sensoren erfaßt und die Düsen in diesen Bereichen abgeschaltet werden.

Verminderung der Abtrift

Die Messungen des Bodensediments außerhalb der Anlage ergaben in den verschiedenen Kulturen für spätere Entwicklungsstadien bei Verwendung konventioneller Pflanzenschutzgeräte die in Abb. 1 dargestellten Werte.

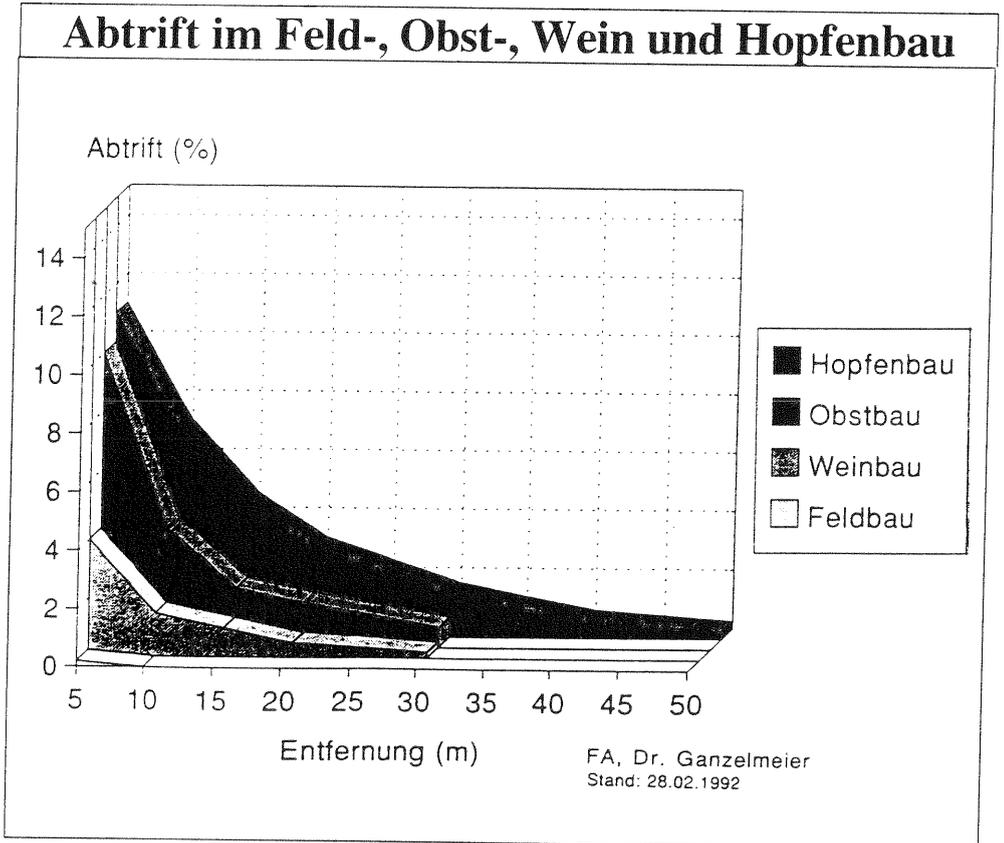


Abb. 1: Bodensedimente außerhalb der Anlage bei verschiedenen Kulturen in späten Entwicklungsstadien

Deutlich zeigt sich das hohe Abtriftpotential im Hopfen- und Obstbau und das vergleichsweise niedrige Niveau im Feldbau. Bei Behandlungen zu Beginn der Vegetation ist im Obstbau z. T. mit noch höheren Werten zu rechnen. Aus den Meßwerten wurden in Abstimmung zwischen den an der

Zulassung der Pflanzenschutzmittel beteiligten Behörden neue Abtrifteckwerte festgelegt, die als Grundlage bei der Beurteilung der Mittel im Zulassungsverfahren dienen. Parallel zu den Abtriftmessungen mit konventioneller Technik wurden auch neue, abtriftmindernde Techniken untersucht. Bei Tunnelspritzgeräten (auch Recyclinggeräte genannt) erfolgt die Spritzung innerhalb eines weitestgehend geschlossenen Tunnels. Tropfen, die durch die Blattwand hindurchdringen und nicht an Pflanzenteilen angelagert werden, treffen auf die gegenüberliegende Tunnelwand und sammeln sich in der Auffangrinne. Von dort wird die Spritzflüssigkeit in den Behälter zurückgepumpt und steht wieder für die Spritzung zur Verfügung. als Ergebnis zeigt sich eine Pflanzenschutzmitteleinsparung von ca. 30 % und eine erhebliche verringerte Abtrift gegenüber konventioneller Geräten (Abb. 2).

Aufgrund dieser Ergebnisse wird die BBA bei der Zulassung eines Pflanzenschutzmittels gegebenenfalls verringerte Abstände zu Oberflächengewässern vorsehen, wenn die abtriftmindernden Geräte verwendet werden. Als Voraussetzung hierfür führt die Biologische Bundesanstalt (BBA) ein Verzeichnis "Verlustmindernde Geräte", in das Geräte eingetragen werden können, die von der BBA geprüft wurden und die sich durch erheblich geminderte Verluste auszeichnen. Die erste Bekanntmachung zu diesem Verzeichnis ist am 14. Oktober 1993 erfolgt und am 29. Oktober 1993 im Bundesanzeiger erschienen.

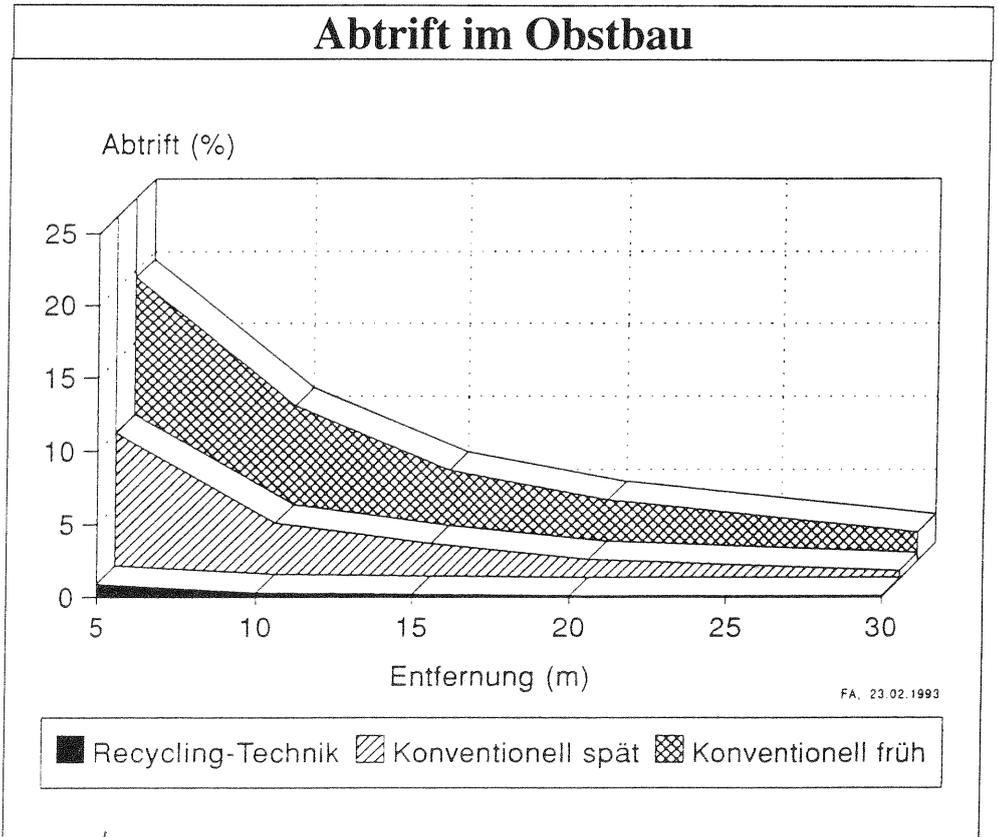


Abb. 2: Bodensediment außerhalb der Anlage mit verschiedenen Geräten und in unterschiedlichen Entwicklungsstadien

Auch im Feldbau sind Entwicklungen im Gange, die Abtrift weiter zu vermindern. Gute Beispiele hierfür sind Feldspritzgestänge mit Abdeckung oder mit Luftunterstützung. Weniger aufwendig und doch effektiv sind die Möglichkeiten, mit verbesserter Düsenteknik die Abtrift zu vermindern (Anti-Drift-, Servo-Drop- oder Drift-Guard-Düsen). Vorhandene Feldspritzgeräte lassen sich mit diesen Düsen schnell und preisgünstig umrüsten, was eine schnelle Verbreitung dieser Technik erleichtert.

Verminderung der Bodenbelastung

Zur Bodenbelastung innerhalb einer Kultur gibt es bisher erst relativ wenige Versuchsergebnisse, die zeigen, daß im Obstbau bei voller Belaubung zwischen 20 % und 30 % der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel innerhalb der Anlage auf den Boden gelangen.

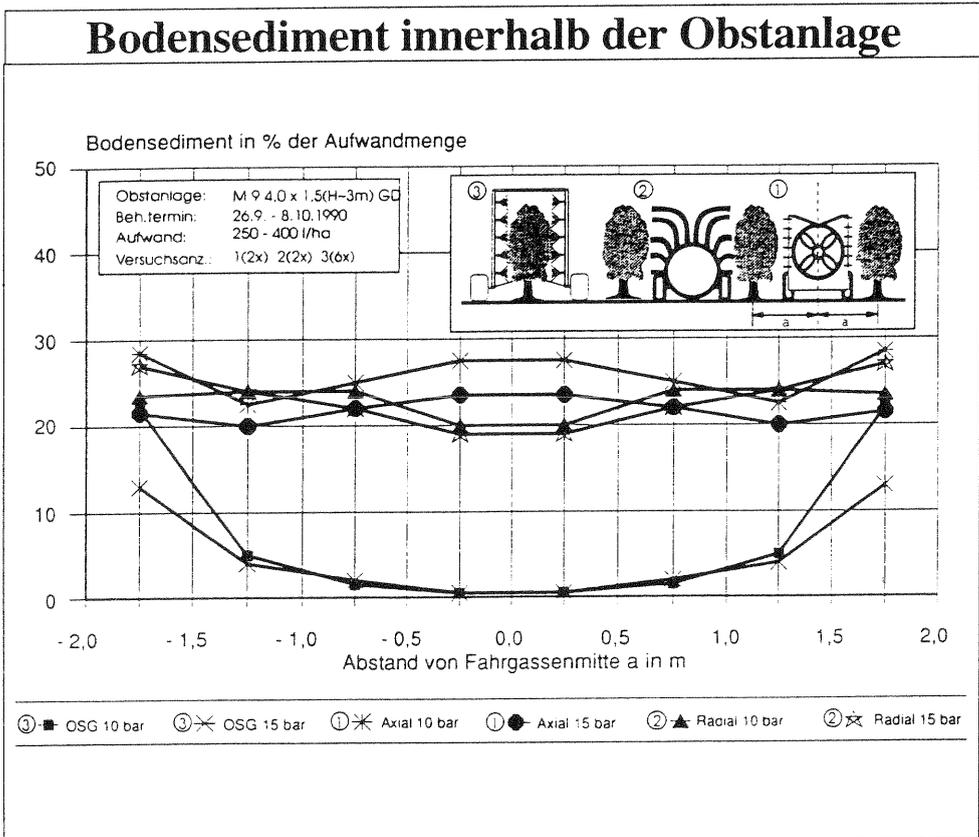


Abb. 3: Bodensediment innerhalb der Anlage mit verschiedenen Geräten und Einstellungen

Mangelhafte Geräteausstattungen, wie z. B. fehlende Tropfstoppeinrichtungen, können punktuell zu noch sehr viel höheren Belastungen führen. Die bereits erwähnten Recyclinggeräte verringern die Bodenbelastung in der Fahrgasse auf ca. ein Zehntel der üblichen Werte (Abb. 3).

Reinigung der Geräte

Die Gerätereinigung wird inzwischen als eine wesentliche punktförmige Eintragsquelle angesehen. Daher wurden in den Jahren 1992 und 1993 Wirkstoffkonzentrationen im Waschwasser sowohl bei der Innen- als auch bei der Außenreinigung ermittelt. Da der Wasserverbrauch bei der Reinigung gemessen wurde, ließen sich die absoluten Wirkstoffmengen errechnen. Zum Vergleich wurden aus den Wirkstoffmengen die Flächen ermittelt, die bei vollem Wirkstoffaufwand entsprechend der Zulassung noch behandelt werden könnten. Für die Außenreinigung ergeben sich Werte bis maximal 18 m² (Abb. 4). Das ermöglicht die Reinigung direkt auf dem Feld, ohne daß Überdosierungen zu erwarten sind. Bei der Innenreinigung sind die Werte um den Faktor 30 größer (Abb. 5). Mit ausreichend Frischwasser aus einem Zusatzbehälter oder dem Tankwagen läßt sich jedoch auch hier die Reinigung auf dem Feld durchführen und das Waschwasser auf der behandelten Kultur verteilen. Damit ist die Reinigung auf dem Hof mit der Gefahr der Einleitung des Reinigungswassers über die Kanalisation in ein Oberflächengewässer nicht notwendig.

Außenreinigung

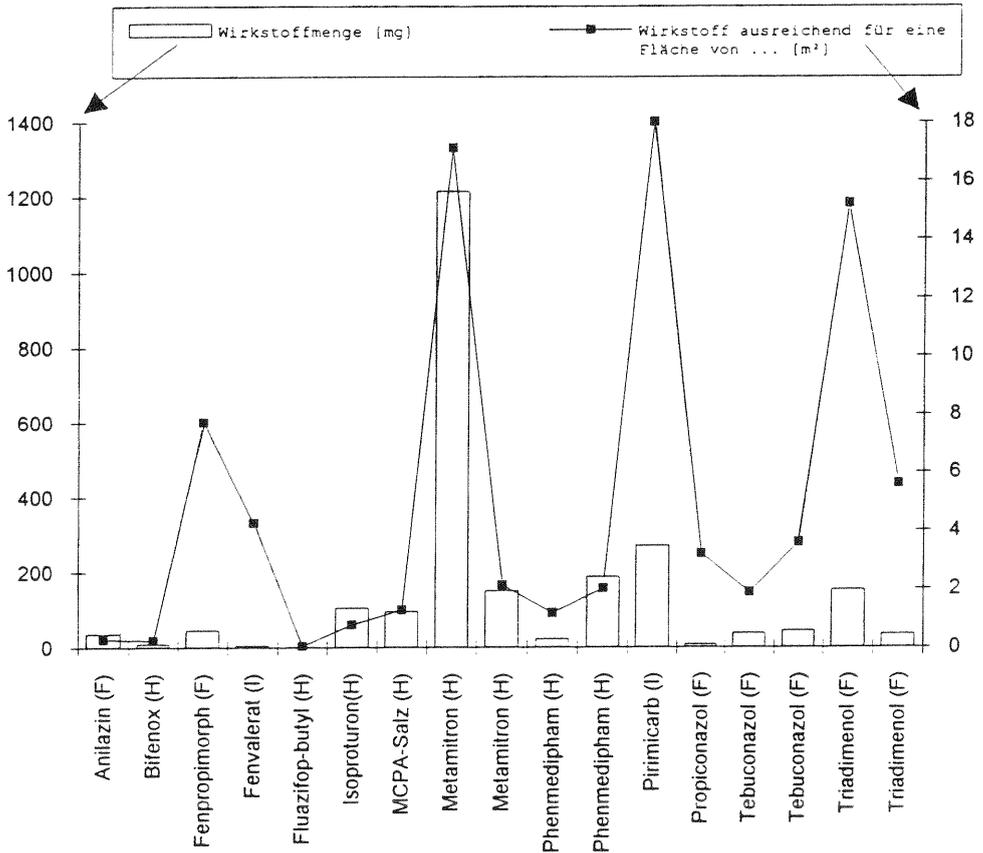


Abb. 4: Wirkstoffmengen im Washwasser nach Außenreinigung des Gerätes

Innenreinigung
z.T. Behälterwände separat "Wand" oder zusätzlich mit Hochdruckreiniger "HD"

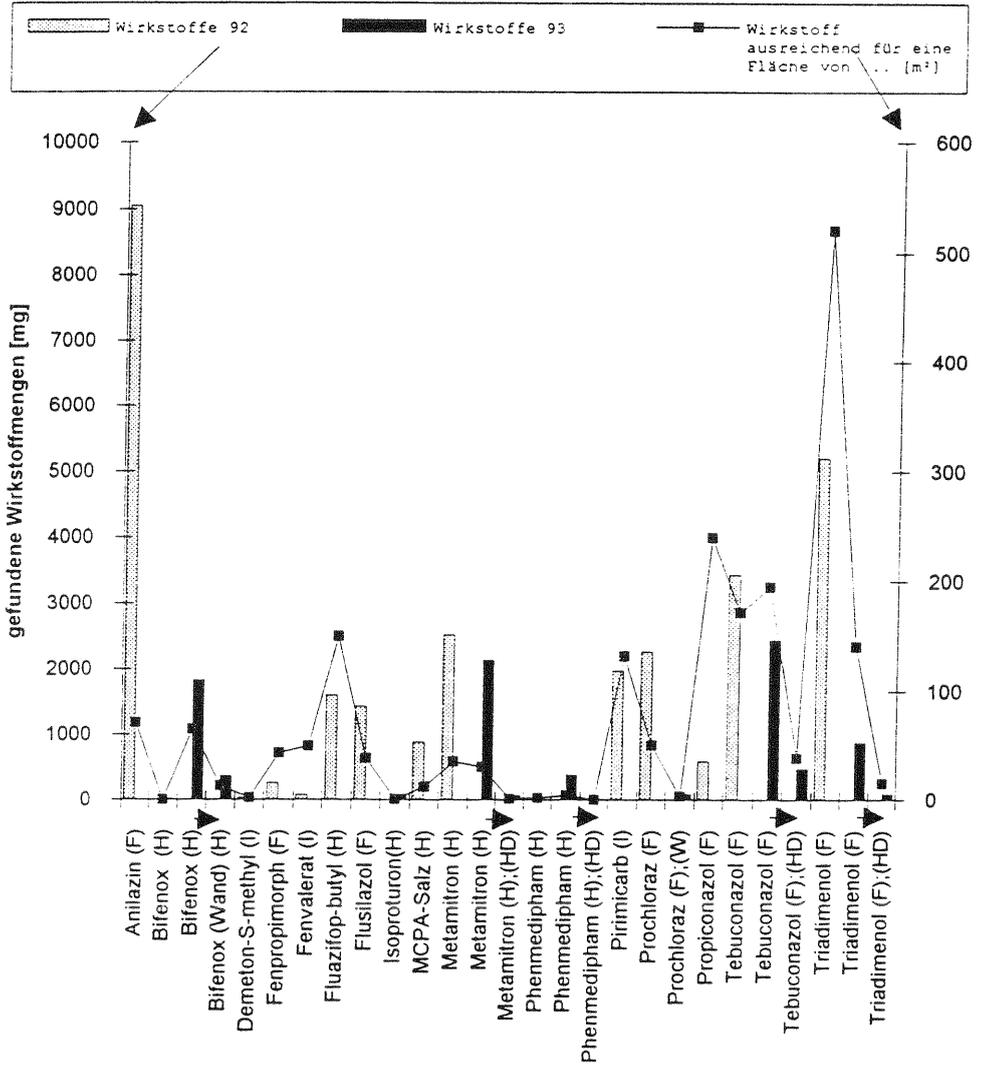


Bild 5: Bei der Innenreinigung im Waschwasser gefundene Wirkstoffmengen

Kontrolle im Gebrauch befindlicher Pflanzenschutzgeräte

Um die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in den Naturhaushalt zu vermindern, genügt es nicht, neue Geräte mit verbesserter Technik auszustatten. Im Gebrauch befindliche Geräte müssen in regelmäßigen Abständen auf ihre Funktionssicherheit überprüft werden. Für im Gebrauch befindliche Feldspritzgeräte wurde daher mit der Änderung der Pflanzenschutzmittelverordnung vom 11. Juni 1992 die Pflicht zu einer regelmäßigen Prüfung (Kontrolle) ab 1. Juli 1993 eingeführt. Für Sprühgeräte für Raumkulturen besteht weiterhin die Möglichkeit zur Teilnahme an einer freiwilligen Kontrolle. Eine erfolgreiche Kontrolle wird mit einer Prüfplakette dokumentiert.

Zusammenfassung

Abschließend ist festzustellen, daß moderne Pflanzenschutzgeräte eine Reihe von Möglichkeiten bieten, Einträge von Pflanzenschutzmitteln in den Naturhaushalt zu vermindern. Um dies noch weiter zu verbessern, werden große Anstrengungen notwendig sein, die neu entwickelte Technik einer größeren Verbreitung zuzuführen und weitere Entwicklungen voranzutreiben.

Neben einer ausgereiften Technik haben aber die fachlichen Kenntnisse des Anwenders einen entscheidenden Einfluß. Nur optimale Technik in der Hand von fachlich versierten Anwendern kann zu einer wesentlichen Verbesserung der Situation führen.