

# ***Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf Trinkwassertalsperren***

U. Müller-Wegener  
W. Kleine  
B. Kaschanian  
Ch. Ehrig  
R. Schmidt  
K. Poll  
G. Milde







## **VEREIN FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE E.V.**

Der 1902 gegründete gemeinnützige Verein für Wasser-, Boden- und Luft-hygiene e.V. fördert das gleichnamige Institut des Bundesgesundheitsamtes.

Er tritt mit wissenschaftlichen Veranstaltungen auf den einschlägigen Gebieten der Umwelthygiene und der Gesundheitstechnik an die Öffentlichkeit.

Er gibt für seine Mitglieder die Schriftenreihe und die Literaturberichte über Wasser, Abwasser, Luft und feste Abfallstoffe heraus. Sie werden auch über den Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, vertrieben.

### **Geschäftsführender Vorstand:**

Oberstadtdirektor Dr. Klaus Bussfeld, Gelsenkirchen  
Dr. Fritz Bergmann, Essen  
Direktor Dr.-Ing. Heinz Tessendorff, Berlin

### **Geschäftsführung:**

Dipl.-Ing. Heiner Nobis-Wicherding,  
Postfach 31 14 20, 10644 Berlin



***Pflanzenschutzmittelauswirkungen  
auf Trinkwassertalsperren***

am Beispiel des Halterner Stausees

U. Müller-Wegener  
W. Kleine  
B. Kaschanian  
Ch. Ehrig  
R. Schmidt  
K. Poll  
G. Milde

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten

© Copyright 1994 by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene,  
Berlin-Wilmersdorf

Printed in Germany

ISBN 3-437-30763-0

Herstellung: Regina-Druck / Gloria-Verlag, Hanshelmut Glökler,

Inh.: Michael Knüppelholz, Friedrichstr. 236, 10969 Berlin, Tel.: 030 / 251 10 03



## Vorwort

Landwirtschaft und Wasserwirtschaft dienen unserer Versorgung mit Lebensmitteln und sichern daher unsere natürliche Lebensgrundlage.

Daraus ergibt sich die logische Konsequenz, gemeinsam nach Wegen zu suchen, die zur Minimierung von Schadstoffeinträgen in den Boden und in die Gewässer führen.

Das Wasserwerk Haltern der Gelsenwasser AG ist eines der größten deutschen Wasserwerke. Sein Wasser entstammt den vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Flächen des südwestlichen Münsterlandes.

Als im Jahre 1986 aufgrund hochsensibler Spurenstoffanalytik bekannt wurde, daß Pflanzenschutzmittel über die Gewässer im Einzugsgebiet der Stever auch im Trinkwasser auftreten können, führte dies sogleich zu gemeinsamen Beratungen zwischen der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe und der Gelsenwasser AG.

In diese entstehende Kooperation wurde frühzeitig das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes in Berlin einbezogen. Es wurde gebeten, als hochrangige und kompetente Fachbehörde die wissenschaftlichen Grundlagen für einen Sanierungsplan für das 900 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet der Stevertalsperre Haltern zu erarbeiten.

Dieses Vorgehen fand die breite Zustimmung der zuständigen Behörden. Der im Frühjahr 1988 an das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene erteilte Auftrag wurde Anfang 1989 in das vom Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft aufgestellte Fünf-Punkte-Programm "Kooperationsmodell Stevergebiet" integriert. Aus diesem entstand noch im gleichen Jahr das landesweite 12-Punkte-Programm für den Gewässerschutz in Nordrhein-Westfalen.

Das Forschungsvorhaben des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene wurde nach vierjähriger Laufzeit durch die Fertigstellung des vorliegenden Berichtes programmgemäß abgeschlossen. Für die erfolgreiche Durchführung des Vorhabens mußten verschiedene Voraussetzungen erfüllt werden:

Die Kosten von insgesamt 3,3 Millionen DM wurden in der Reihenfolge des Umfangs der Beteili-

gung von der Gelsenwasser AG, vom Industrieverband Agrar und vom Bundesumweltministerium aufgebracht.

Das Institut stellte unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Müller-Wegener eine fachübergreifende Projektgruppe von Wissenschaftlern zusammen, die vor Ort und in Berlin Untersuchungen durchführten. Der Projektleiter nahm regelmäßig an den Sitzungen des Fünf-Punkte-Arbeitskreises "Kooperationsmodell Stevergebiet" in Coesfeld teil.

Zahlreiche Behörden und Institutionen steuerten Material bei.

Landwirte gestatteten Untersuchungen auf ihrem Grundeigentum und beteiligten sich an den von der Forschungsgruppe vorgeschlagenen Versuchen.

Die bei den Untersuchungen erzielten Zwischenergebnisse wurden in regelmäßigen Zeitabständen in Gelsenkirchen einem projektbegleitenden Arbeitskreis vorgestellt, dem auch Wissenschaftler aus anderen Bundesländern und anderen Forschungseinrichtungen angehörten.

Der vorliegende Bericht enthält eine Fülle von Einzelinformationen und von Empfehlungen an die Landwirtschaft, die Wasserwirtschaft, die Aufsichts- und Genehmigungsbehörden und auch an den Verordnungsgeber. Diese müssen nun in die Praxis umgesetzt werden. Gemeinsam mit den Wasserwerken Coesfeld, Dülmen und Nottuln beteiligt sich die Gelsenwasser AG an den Kosten der Fachberatung durch die Landwirtschaftskammer.

Düngemittel und Pflanzenschutzmittel können auch in Zukunft im Stever-Einzugsgebiet in der Landwirtschaft unter Beachtung der Regeln der "guten fachlichen Praxis" eingesetzt werden. Darüber hinaus müssen alle Möglichkeiten zur Reduzierung der Einsatzmengen genutzt werden. Dazu gehört auch, daß soweit möglich und nicht mit wirtschaftlichen Nachteilen verbunden, chemikalienarme oder -freie Methoden der Unkraut- und Schädlingsbekämpfung bevorzugt werden.

Vorrangiges Ziel der Bemühungen im Talsperreneinzugsgebiet muß es bleiben, die Gewässer künftig so zu entlasten, daß die in Haltern eingerichtete Aufbereitung mittels Aktivkohle-Pulver wieder außer Betrieb genommen werden kann. Sie ist als Überbrückungsmaßnahme eingerichtet worden und darf nicht zu einer Dauerlösung werden.



Die Erarbeitung des vorliegenden Forschungsberichtes ist ein wichtiger Schritt auf dem vorgezeichneten Weg. Allen, die daran mitgewirkt haben, sei es durch persönliche Mitarbeit in der Projektgruppe, durch Gewährung finanzieller Zuschüsse, durch Bereitstellung von Unterlagen, durch Mitwirkung an den Feldversuchen oder durch Mitdenken in dem projektbegleitenden Arbeitskreis, gilt unser herzlicher Dank.



Peter Scherer  
Vorsitzender des Vorstands  
der Gelsenwaser AG



Karl Meise  
Präsident der Landwirtschafts-  
kammer Westfalen-Lippe

## **Dank**

Die Durchführung eines Forschungsvorhabens erfordert sehr viele helfende Hände, die sich mit großer Intensität am Werden einer solchen Arbeit beteiligen. An erster Stelle sind hier die Auftraggeber dieser Studie zu nennen, die uns mit Engagement, großer Diskussionsbereitschaft und fachlichen Hilfestellungen unterstützt haben. Eingeschlossen in unseren Dank seien auch die Landwirte, die uns die Installation von Versuchseinrichtungen auf ihren Grundstücken möglich gemacht haben und die sich an den Versuchen mit der Fruchtfolge und dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nach unseren Vorstellungen gerichtet haben.

Weiterhin gilt der Dank allen, die indirekt an der Erarbeitung des wissenschaftlichen Ergebnisses beteiligt waren und es durch vielfältige Unterstützung erst möglich gemacht haben. Stellvertretend seien hier Frau U. Hennig und Frau A. Westphal genannt, die die Mittel- und Personalverwaltung virtuos gehandhabt haben und eine stete Unterstützung der Arbeiten darstellten.

Der Umfang der Arbeiten setzt ein ausgezeichnet funktionierendes Labor voraus. Daß hier keine unliebsamen Überraschungen auftraten ist nicht zuletzt auf unsere bewährten Mitarbeiter Frau M. Bertold und Herrn B. Katona zurückzuführen. Frau E. Zeeb, Frau P. Tabrizi-Grüter, Frau B. Naujek-Peters, Frau U. Ulrich, Herr R. Brockmeyer, Frau B. Claasen, Herr A. Krotz, Frau B. Kurzfeld, Frau M. Rössing, Frau A. Schaal und Frau B. Suppinger waren im Laborbereich in unterschiedlichen Zeiträumen und Funktionen am Entstehen der Arbeit beteiligt. Die Feldarbeiten wurden von Herrn D. Zygowski entscheidend mitgetragen. Herrn N. Litz gilt der Dank für die umfangreiche Arbeit bei der Planung des Vorhabens, der Installation der Meßeinrichtungen und den ersten Probenahmen.

## **Zusammenfassung**

Das Einzugsgebiet der Talsperre Haltern unterliegt einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Mais- und Getreideanbau nehmen dabei 50,3 % der Gesamtfläche ein. Zur Sicherung der Erträge werden Maßnahmen des chemischen Pflanzenschutzes auf diesen Flächen durchgeführt. Dabei kommen, entsprechend der Verteilung der angebauten Kulturen, bestimmte Pflanzenschutzmittel verstärkt zum Einsatz.

Da das Wasser der Talsperre Haltern für die Trinkwassergewinnung genutzt wird, können Substanzen, die im Einzugsgebiet in größeren Mengen in das Oberflächenwasser eingetragen wurden und einem langsamen Abbau unterliegen, auch im Trinkwasser auftreten. Zunächst wurde der Wirkstoff Atrazin über längere Zeiträume im Trinkwasser festgestellt. Als Konsequenz daraus wurde u.a. dieses Forschungsvorhaben initiiert, das zur Klärung der naturwissenschaftlichen Hinter-



gründe des Eintrags von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Trinkwasser beitragen sowie Maßnahmen zur Reduzierung der Wirkstoffkonzentration im Trinkwasser aufzeigen soll.

Bei der einleitenden Datenermittlung im Einzugsgebiet erwiesen sich, bedingt durch die überwiegend angebauten Kulturen Mais und Getreide, die s-Triazine und die Phenylharnstoffe als die Wirkstoffgruppen, die großflächig und mit hoher absoluter Aufwandmenge zum Einsatz kamen. Innerhalb eines Monitorings wurden diese Wirkstoffe in den Vorflutern in den höchsten Konzentrationen der in diesem Raum angewendeten Pflanzenschutzmittel aufgefunden.

Daraufhin wurde eine detaillierte räumliche Aufnahme des Gebietes hinsichtlich der landwirtschaftlichen Struktur sowie der daraus abzuleitenden Anwendung der Wirkstoffe und der geologischen und bodenkundlichen Verhältnisse durchgeführt. Die Verteilung der Pflanzenschutzmittel in den Oberflächengewässern und dem Grundwasser wurde über ein Jahr in z.T. monatlichen Intervallen an ausgewählten Probenahmepunkten des Einzugsgebietes verfolgt. Dabei waren die Grundwasserbefunde mit wenigen Ausnahmen negativ, Überschreitungen des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung wurden nicht festgestellt. Im Oberflächenwasser ergab sich eine nicht ausschließlich nach Nutzung sondern auch nach Bodenbeschaffenheit der Untereinzugsgebiete gegliederte Verteilung der Konzentrationen der angewendeten Pflanzenschutzmittel in zum Teil erheblicher Höhe. Besonders traten auch hier wieder die Wirkstoffe Atrazin, Chlortoluron und Isoproturon hervor. Daneben wurden zwei Substanzen aus vorwiegend nicht landwirtschaftlicher Anwendung in stark wechselnden, teilweise erheblichen Konzentration bestimmt: Diuron und Simazin. Beide sind vorwiegend im Sommer wirksamen Punktquellen zuzuordnen. Von den Abläufen der im Einzugsgebiet liegenden Kläranlagen gehen diese Wirkstoffe aus. In den Kläranlagen wird auch das von versiegelten Flächen abfließende Wasser gesammelt, das nach einem Pflanzenschutzmitteleinsatz hohe Wirkstoffkonzentrationen enthalten kann. Die Wirkstoffe werden bei der Abwasserbehandlung nicht oder nur unzureichend abgebaut.

In einer Detailuntersuchung an vier bezüglich Böden, Morphologie, Kulturen und Pflanzenschutzmittelanwendung repräsentativen kleineren Untereinzugsgebieten (je ca. 3-4 km<sup>2</sup>) wurden nun die Eintragungspfade für die vier ausgewählten Wirkstoffe Atrazin, Terbutylazin, Chlortoluron und Isoproturon in das Oberflächenwasser eingehend untersucht. Dabei wurden der Austritt der Wirkstoffe aus der Drainage und der Abtransport über den Zwischenabfluß einerseits sowie die Abschwemmung mit den oberflächlich von den Schlägen ablaufenden Wasser andererseits als die beiden Haupteintragspfade von den behandelten Flächen in die Gewässer ermittelt. Die Anteile zeigten eine Wirkstoffspezifität aber auch, entsprechend der Anwendung, deutliche jahreszeitliche Unterschiede. Die Wirkstoffe im Zwischenabfluß und der Drainage erzeugten die Basiskonzentration in den Gewässern, die geringeren zeitlichen Schwankungen unterworfen war, während der Ober-

flächenabfluß zu kurzzeitigen Spitzenkonzentrationen in den Vorflutern führte, besonders bei den ersten ergiebigen Niederschlägen nach der Applikation.

Als weitere Eintragspfade mit zum Teil erheblicher Auswirkung auf das Wasser der Talsperre müssen die Mitbehandlung der Gewässer und deren Böschungen durch Abtrift bei der Ausbringung, nachtropfende Spritzen usw. sowie das Ableiten von Waschwasser bei der Reinigung der Feldspritzgeräte direkt in die Vorfluter angesehen werden.

Abgeleitet von diesen experimentell erarbeiteten Ergebnissen wurden eine Reihe von Empfehlungen, die zu einer Verminderung des Eintrags von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Wasser der Talsperre Haltern führen. Hier ist zunächst die strikte Einhaltung der durch die Biologische Bundesanstalt bei der Zulassung der Pflanzenschutzmittel zwingend vorgeschriebenen Behandlungsabstände von offenen Gewässern anzumahnen. Daß diese Auflage auch für Gewässer gilt, die nur zeitweise Wasser führen, also zur Zeit der Anwendung möglicherweise trocken gefallen sind, muß als selbstverständlich angesehen werden. Zur konsequenten Durchsetzung dieser mit der Anwendung direkt verknüpften Auflage sind verstärkte Bemühungen im Bereich der Beratung notwendig, die ggf. durch Stichprobenhafte Kontrollen zu unterstützen sind.

Die Ausweisung eines Schutzgebietes für das gesamte Einzugsgebiet wird für die Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleintrags in das Wasser des Stausees z.Z. als weniger hilfreich angesehen, da die Anwendung von Wirkstoffen, die in der Anlage 3 B zu § 3 Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung aufgenommen sind, gemäß § 3 Abs. 3 (1) durch die zuständige Behörde im Einzugsgebiet von Trinkwassergewinnungsanlagen auch ohne Schutzgebiet untersagt werden kann. Da zum gegenwärtigen Zeitpunkt drei der hier untersuchten Wirkstoffe nicht in der o.g. Anlage aufgeführt sind, kann auch diese Bestimmung nicht greifen. Es ist daher zu fordern, daß für Trinkwassertalsperren eine gesonderte Regelung getroffen wird. Eine Aufnahme all jener Pflanzenschutzmittel, die über die hier beschriebenen Pfade in das Oberflächenwasser gelangen können, in die Anlage 3 der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung stellt nur einen pragmatischen Ansatz für die Problemlösung dar, eröffnet aber schon relativ kurzfristig die Möglichkeit, ungeeignete Wirkstoffe aus der Anwendung zu nehmen. Eine Änderung des § 3 der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung, in dem ein Verbot der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln durch die zuständige Behörde nicht nur für die der Anlage 3 B sondern alle zugelassenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe ausgesprochen werden kann, stellt sicherlich die bessere Lösung dar. Eine Beurteilung der Wirkstoffe nach ihrer Grundwassergängigkeit, wie sie auch weitgehend der Eingruppierung in der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung zugrunde liegt, darf hier kein Kriterium für eine Klassifizierung der Wirkstoffe sein. So haben sich besonders solche Verbindungen als problema

tisch für Oberflächenwasser erwiesen, die eine mittlere Persistenz mit einer mittleren Wasserlöslichkeit verbinden.

Für den langfristigen Betrieb des Wasserwerkes Haltern muß allerdings, für die Abwendung von Verschmutzungsgefahren durch Pflanzenschutzmittel aus Punktquellen, hier ist besonders an Unfallsituationen zu denken, für das Trinkwasser eine Aufbereitungsanlage vorgehalten werden.

Da die Talsperre Haltern aus zwei sehr unterschiedlichen Untereinzugsgebieten gespeist wird, kann hinsichtlich der zur Zeit in den höchsten Konzentrationen auftretenden Wirkstoffe eine differenzierte Anwendungsempfehlung gegeben werden. Für das Untereinzugsgebiet der Stever muß auf den Einsatz der Wirkstoffe Chlortoluron und Isoproturon (und auch das nicht detailliert mituntersuchte Metabenzthiazuron) vollständig verzichtet werden. Zur Unterschreitung des Grenzwertes von 0,1 µg/l wäre eine Reduzierung der Einträge in die Gewässer auf 10 % notwendig. Diese kann bei den vorliegenden Geländegegebenheiten und der landwirtschaftlichen Nutzung nur durch einen nahezu vollständigen Verzicht auf die Wirkstoffe erreicht werden. Das als Ersatzmittel des Atrazins eingesetzte Terbutylazin kann zwar prinzipiell weiter verwendet werden, aber auch hier sind erhebliche Reduzierungen der Einträge notwendig. Mit vielen Einzelmaßnahmen zur Änderung in der landwirtschaftlichen Praxis, die das Ziel einer Unterbrechung der Eintragswege oder einer Reduzierung der Aufwandmenge verfolgen, ist dies am ehesten zu erreichen. Im grundsätzlich anderen Untereinzugsgebiet des Halterner Mühlenbachs ist für alle untersuchten Wirkstoffe bei erheblicher Reduzierung der Aufwandmenge, auch hier ist der Austrag aus den Flächen auf ca. 50 % zu reduzieren, die weitere Anwendung möglich.

Abschließend ist durch das Wasserversorgungsunternehmen die getrennte Bewirtschaftung der beiden Untereinzugsgebiete zumindest in der niederschlagsreichen Winterperiode zu überprüfen. Eine bevorzugte Nutzung des Wassers des Mühlenbachs wäre allerdings nur möglich und sinnvoll, wenn das Einzugsgebiet den oben vorgeschlagenen Änderung der landwirtschaftlichen Praxis unterworfen wurde. Auch diese Maßnahme kann zu einer Verminderung der Gesamtbelastung im Trinkwasser beitragen.



## **Inhalt**

Vorwort	I
Zusammenfassung	IV
Inhaltsverzeichnis	VIII
Abbildungsverzeichnis	XIII
Tabellenverzeichnis	XX
1 Einleitung	1
2 Naturraum und anthropogene Nutzung im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern	3
2.1 Lage und Geographie	3
2.2 Klima	3
2.3 Hydrogeologie	5
2.4 Pedologie	9
2.5 Anthropogene Nutzung im Einzugsgebiet	11
2.5.1 Landwirtschaft	12
2.5.2 Wasserwirtschaft	15
2.5.2.1 Wassergewinnung	15
2.5.2.2 Eingriffe in den Wasserhaushalt	15
3. Einsatz und Mobilität von Pflanzenschutzmitteln sowie deren wasserwirtschaftliche Bedeutung im Einzugsgebiet	21
3.1 Abbau, Bindung und generelle Beurteilung der Mobilität von Pflanzenschutzmitteln im Boden	21
3.2 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Einzugsgebiet	26
3.3 Auswahl der relevanten Herbizide für die Untersuchung	28
3.4 Eigenschaften der ausgewählten Herbizide	30
3.4.1 Atrazin und Simazin	30
3.4.2 Terbutylazin	47

3.4.3	Chlortoluron	52
3.4.4	Isoproturon	55
3.4.5	Methabenzthiazuron	58
3.4.6	Dichlorprop und Mecoprop	60
4	Untersuchungsansatz und -methodik	63
4.1	Bestandsaufnahme im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern	63
4.1.1	Grundwasser	63
4.1.2	Oberflächenwasser	64
4.2	Detailuntersuchungen in vier kleinen Einzugsgebieten (Kalibriergebiete)	66
4.2.1	Untersuchungsansatz	66
4.2.2	Auswahl der Kalibriergebiete	66
4.2.3	Kartierungen und Erhebungen in den Kalibriergebieten	67
4.2.4	Beprobung der Kalibriergebiete	70
4.2.4.1	Ermittlung der Herbizidkonzentrationen und -frachten im Niederschlag	71
4.2.4.2	Ermittlung der Herbizidkonzentrationen und -bindungen im Boden	71
4.2.4.3	Ermittlung der Herbizidkonzentrationen im Oberflächenabfluß	73
4.2.4.4	Ermittlung der Herbizidkonzentrationen im Dränagewasser	74
4.2.4.5	Ermittlung der Herbizidkonzentrationen im oberflächennahen Grund- bzw. Stauwasser	75
4.2.4.6	Ermittlung der Herbizidkonzentrationen und -frachten am Gebietsauslaß der Kalibriergebiete	78
4.3	Analytische Erfassung der untersuchten Herbizide und Begleitparameter	83
4.3.1	Aufarbeitung der Proben	83
4.3.2	Bestimmung der Wirkstoffe	85
4.3.3	Bestimmung der Begleitparameter	88

5	Ergebnis und Diskussion	89
5.1	Bestandsaufnahme der Herbizidkonzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser	89
5.1.1	Grundwasser	89
5.1.1.1	Bedeutung des Grundwassers für die Talsperre	89
5.1.1.2	Herbizidkonzentrationen im Grundwasser	92
5.1.2	Oberflächengewässer	100
5.1.3	Sonderproben	126
5.2	Befunde in den Kalibriergebieten	129
5.2.1	Naturräumliche Charakterisierung der vier Kalibriergebiete	129
5.2.1.1	Nottuln	130
5.2.1.2	Südkirchen	136
5.2.1.3	Merfeld	139
5.2.1.4	Hochmoor	141
5.2.2	Landwirtschaftliche Nutzung und Herbizidanwendung in den Kalibriergebieten	147
5.2.2.1	Nottuln	148
5.2.2.2	Südkirchen	150
5.2.2.3	Merfeld	152
5.2.2.4	Hochmoor	154
5.2.3	Witterungsverlauf und Wasserhaushalt in den Kalibriergebieten	156
5.2.3.1	Nottuln	156
5.2.3.2	Südkirchen	162
5.2.3.3	Merfeld	165
5.2.3.4	Hochmoor	168
5.2.4	Herbizid-Eintragspfade in die Vorfluter und Herbizidausträge an den Gebietsauslässen	172
5.2.4.1	Herbizideinträge mit dem Niederschlag	172
5.2.4.2	Herbizidbindungen, -verluste und -konzentrationen im Boden	177
5.2.4.3	Herbizidkonzentrationen im Oberflächenabfluß	197
5.2.4.4	Herbizidkonzentrationen im Drainageabfluß	209
5.2.4.5	Herbizidkonzentrationen im Grund- und Stauwasser	231
5.2.4.6	Herbizideinträge aus Punktquellen und indirekter Mitbehandlung	245
5.2.4.7	Herbizidkonzentrationen im Vorfluter und Herbizidausträge aus den Kalibriergebieten	246
5.2.4.8	PSM-Konzentrationen im hydrochemischen Gesamtkontext der Vorfluter	282

6	Empfehlungen und Konsequenzen für die Land- und Wasserwirtschaft	294
6.1	Empfehlungen für die Landwirtschaft	298
6.1.1.	Zur "guten fachlichen Praxis"	298
6.1.2	Schadschwellenprinzip	301
6.1.3	Rand- und Teilflächenbehandlung	304
6.1.4	Bandspritzung in Reihenkulturen	305
6.1.5	Zeitpunkt der Unkrautbekämpfung	308
6.1.6	Ersatz und Reduktion von Wirkstoffen	310
6.1.7	Verringerung der Abtrift	311
6.1.7.1	Applikationsverfahren	312
6.1.7.2	Meteorologische Bedingungen	314
6.1.7.3	Topographische Bedingungen	315
6.1.7.4	Bewertung der Geräteentwicklung	316
6.1.8	Mechanische Unkrautbekämpfung	316
6.1.8.1	Vorbeugende Maßnahmen	317
6.1.8.2	Unkrautbekämpfung in Reihenkulturen	317
6.1.8.3	Unkrautbekämpfung in Flächenkulturen	319
6.1.8.4	Bewertung der mechanischen Unkrautbekämpfung	321
6.1.9	Restmengenverwertung	322
6.1.10	Kulturtechnische Maßnahmen zur Minimierung des Herbizid-Aufwands und zur Verringerung des PSM-Eintrages in die Vorfluter durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag	323
6.1.10.1	Minimierung des PSM-Einsatzes und Austrages aus der Fläche durch Fruchtfolge, Sortenwahl und Aussaatzeitpunkt, Bestandsdichte und Düngung	325
6.1.10.2	Bodenbearbeitung	329
6.1.10.2.1	Konservierende Bodenbearbeitung	329
6.1.10.2.2	Direktsaat	338
6.1.10.3	Zwischenfruchtanbau	339
6.1.10.4	Untersaaten	343
6.1.10.5	Konturnutzung	345
6.1.10.6	Schutzstreifen	346
6.1.10.7	Bodenverdichtungen	347
6.1.10.7.1	Auswirkungen von Verdichtungen auf das Bodengefüge	348
6.1.10.7.2	Auswirkungen von Verdichtungen auf den Ertrag	349
6.1.10.7.3	Technische Maßnahmen zur Verhinderung von Bodenverdichtungen	349
6.1.10.7.4	Beseitigung von Bodenverdichtungen	351

6.1.11 Zusammenfassung der Empfehlungen für die Landwirtschaft	352
6.1.12 Flächenbezogene Empfehlungen	355
6.2 Empfehlungen für die Wasserwirtschaft	364
6.3 Konsequenzen	367
7 Literatur	378
8 Anhang	407

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Lage des Einzugsgebietes der Talsperre Haltern	4
Abb. 2-2:	Gewässernetz des Einzugsgebietes der Talsperre Haltern	4
Abb. 2-3:	Gliederung des höheren Santons und Campans im Raum Coesfeld-Billerbeck; nach ARNOLD (1964)	5
Abb. 2-4:	Hydrogeologische Einheiten im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern; nach KLEINE et al. (1989a); Grundlage GLA (1962b, 1975b)	7
Abb. 2-5:	Bodenbildungen im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern; stark vereinfacht (Grundlage: GLA 1975a; 1984, 1987a)	10
Abb. 2-6:	Verbreitung der Getreideanbauflächen im Einzugsgebiet nach Luftbildauswertung (Befliegungszeitpunkt: 31.7.1989)	12
Abb. 2-7:	Verbreitung der Maisanbauflächen im Einzugsgebiet nach Luftbildauswertung (Befliegungszeitpunkt: 31.7.1989)	14
Abb. 2-8:	Schema der Grundwasseranreicherung und Lage der Beprobungsstellen der Gelsenwasser AG; aus PÄTSCH (1986)	15
Abb. 4-1:	Erfassung des direkten Oberflächenabflusses am Schlag F2 in Nottuln	74
Abb. 4-2:	Anordnung der Grundwasserentnahmestellen (Schemazeichnung)	75
Abb. 4-3:	Probenahme von Grund- und Stauwasser sowie Ausbau der Peilrohre (Schemazeichnung)	77
Abb. 4-4:	Installation des Wasserprobenehmers und des Schreibpegels am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Südkirchen	80
Abb. 4-5:	Beprobungsverlauf und Auswahl der Proben für die Herbizidanalytik in Abhängigkeit vom Abflußgeschehen (Schemazeichnung)	82
Abb. 4-6:	Aufarbeitung der Wasserproben; aus MÜLLER-WEGENER et al. (1991)	84
Abb. 5-1:	Gewässerstationierungskarte und Lage der Beprobungsstellen der Oberflächengewässer; Grundlage: LWA (1982, 1983, 1987)	90
Abb. 5-2:	Trockenwetterabflußspenden im Einzugsgebiet (20.- 22. Juni 1988)	91
Abb. 5.3:	Lage der Grundwasserentnahmestellen	94
Abb. 5-4:	Lage der untersuchten Grundwässer im PIPER-Diagramm	95
Abb. 5-5:	Hydrochemie der untersuchten Grundwässer (1988) im Vergleich zu Analysen von 1968 und früher aus dem gleichen Raum (Bereich: Halterner Sande und Dülmener Sandkalke)	96



Abb. 5-6:	Atrazin- und Desethylatrazinbefunde in den untersuchten Grundwasser- meßstellen	98
Abb. 5-7:	Atrazin- und Chlortoluronkonzentrationen für Vorfluter aus benach- barten Einzugsgebieten im Verlauf von einem Jahr (monatliche Stich- probe); aus KLEINE et al. (1992)	101
Abb. 5-8:	Zeitliche Verteilung der Frachtraten für Atrazin und Chlortoluron im Unterlauf des Karthäuser Mühlenbaches	102
Abb. 5-9:	Vergleich der prozentualen Anbauflächen (Luftbildauswertung: Stand: 31.7.1989) von Mais und Getreide im Oberstrom der Beprobungstellen in den Oberflächengewässern	104
Abb. 5-10:	Vergleich der an den Beprobungsstellen in den Oberflächengewässern ermittelten durchschnittlichen Atrazin- und Chlortoluronkonzentration	104
Abb. 5-11:	Atrazin (Mittlere Konzentration in den Vorflutern; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989)	106
Abb. 5-12:	Atrazin (Mittlere Wirkstoffspende der Einzugsgebiete; Bestandsaufnah- me: Mai 1988 - April 1989)	106
Abb. 5-13:	Chlortoluron (Mittlere Konzentration in den Vorflutern; Bestandsaufnah- me: Mai 1988 - April 1989)	109
Abb. 5-14:	Chortoluron (Mittlere Wirkstoffspende der Einzugsgebiete; Bestandsauf- nahme: Mai 1988 - April 1989)	109
Abb. 5-15:	Simazin (Mittlere Konzentration in den Vorflutern; Bestandsaufnahme: Mai 1988 -April 1989)	110
Abb. 5-16:	Simazin (Mittlere Wirkstoffspende der Einzugsgebiete; Bestandsaufnah- me: Mai 1988 - April 1989)	110
Abb. 5-17:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin, Atrazin und Terbuthyl- azin in der Stever am Meßpunkt Füchtelner Mühle (Quelle: GELSEN- WASSER AG)	115
Abb. 5-18:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Chlortoluron, Isoproturon und Methabenzthiazuron in der Stever am Meßpunkt Füchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)	116
Abb. 5-19:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Dichlorprop und Mecoprop in der Stever am Meßpunkt Füchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)	117
Abb. 5-20:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin und Diuron in der Stever am Meßpunkt Füchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)	118
Abb. 5-21:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin, Atrazin und Terbuthyl- azin im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)	120
Abb. 5-22:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Chlortoluron, Isoproturon und Methabenzthiazuron im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWAS- SER AG)	121

Abb. 5-23:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Dichlorprop und Mecoprop im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)	122
Abb. 5-24:	Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin und Diuron im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)	123
Abb. 5-25:	Konzentrationsverlauf der Herbizide im Anreicherungswasser (Entnahme Südbecken) der Versickerungsbecken	127
Abb. 5-26:	Lage der Kalibriergebiete	130
Abb. 5-27:	Einzugsgebietskarte Nottuln mit der Lage der Versuchsschläge	131
Abb. 5-28:	Einfluß der Tiefenlage einer undurchlässigen Bodenschicht auf den Dränabstand; aus (EGGELSMANN 1981)	134
Abb. 5-29:	Wirkung einer Rohrdränung in undurchlässigem Boden; aus (EGGELSMANN 1981)	134
Abb. 5-30:	Dränbestandsplan im Einzugsgebiet Nottuln	135
Abb. 5-31:	Einzugsgebietskarte Südkirchen mit der Lage der Versuchsschläge	137
Abb. 5-32:	Dränbestandsplan im Einzugsgebiet Südkirchen	138
Abb. 5-33:	Einzugsgebietskarte Merfeld mit der Lage der Versuchsschläge	139
Abb. 5-34:	Einzugsgebietskarte Hochmoor mit der Lage der Versuchsschläge	142
Abb. 5-35:	Grundwasser-Strömungslinien in Tiefpflugkulturen; aus (EGGELSMANN 1981)	143
Abb. 5-36:	Verteilung der Wasserdurchlässigkeiten in den einzelnen Horizonten der Schläge in Nottuln und Südkirchen (Häufigkeit = Anzahl des Stechzylinder)	144
Abb. 5-37:	Verteilung der Wasserdurchlässigkeiten in den einzelnen Horizonten der Schläge in Merfeld und Hochmoor (Häufigkeit = Anzahl des Stechzylinder)	145
Abb. 5-38:	Verteilung der $k_f$ -Werte im oberen Aquiferbereich auf den untersuchten Schlägen	146
Abb. 5-39:	Nutzung im Einzugsgebiet Nottuln	148
Abb. 5-40:	Nutzung im Einzugsgebiet Südkirchen	150
Abb. 5-41:	Nutzung im Einzugsgebiet Merfeld	152
Abb. 5-42:	Nutzung im Einzugsgebiet Hochmoor	154
Abb. 5-43:	Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Nottuln; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)	157

Abb. 5-44:	Klimatische Wasserbilanz und Grundwasserflurabstände auf dem Schlag F2 in Nottuln	161
Abb. 5-45:	Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Südkirchen; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)	163
Abb. 5-46:	Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Merfeld; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)	166
Abb. 5-47:	Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Hochmoor; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)	170
Abb. 5-48:	Autokorrelationskoeffizienten der Abflüsse aus den vier Kalibriergebieten im Abflußjahr 1990	171
Abb. 5-49:	Ermittelte Herbizidkonzentrationen in der Deposition	174
Abb. 5-50:	Adsorptionsisothermen nach FREUNDLICH für Isoproturon in vier Oberböden bei einem Boden/Lösung-Verhältnis von 1:3	178
Abb. 5-51:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F1 in Nottuln	186
Abb. 5-52:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F3 in Nottuln	187
Abb. 5-53:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F1 in Südkirchen	188
Abb. 5-54:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F2 in Südkirchen	188
Abb. 5-55:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F1 in Merfeld	190
Abb. 5-56:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F2 in Merfeld	190
Abb. 5-57:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F2 in Hochmoor	192
Abb. 5-58:	Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F3 in Hochmoor	192
Abb. 5-59:	Konzentrationsverlauf von Methabenzthiazuron im Oberflächenabfluß auf der Fläche F2 in Nottuln	202
Abb. 5-60:	Konzentrationsverlauf von Chlortoluron im Oberflächenabfluß auf der Fläche F2 in Nottuln	203
Abb. 5-61:	Chlortoluronkonzentration im Oberflächenabfluß auf dem Schlag F1 in Nottuln	205
Abb. 5-62:	Herbizidkonzentrationen im Oberflächenabfluß auf dem Schlag F1 in Südkirchen	206
Abb. 5-63:	Verlauf der Chlortoluronkonzentration und der Leitfähigkeit in der Dränage auf dem Schlag F1 in Nottuln	211
Abb. 5-64:	Konzentrationen von Isoproturon und s-Triazin in der Dränage auf dem Schlag F1 in Nottuln	211

Abb. 5-65:	Schüttung und Gehalte an DOC und Monophosphat in Relation zu den Chlortolurongehalten in der Dränage auf dem Schlag F1 in Nottuln	212
Abb. 5-66:	Konzentrationen der Hauptkationen und Hauptanionen in der Dränage auf dem Schlag F1 in Nottuln	212
Abb. 5-67:	Verlauf der Chlortoluronkonzentration und der Leitfähigkeit in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln	213
Abb. 5-68:	Konzentrationen von Isoproturon und s-Triazinen in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln	213
Abb. 5-69:	Schüttung und Gehalte an DOC und Monophosphat in Relation zu den Chlortolurongehalten in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln	214
Abb. 5-70:	Konzentrationen der Hauptkationen und Hauptanionen in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln	214
Abb. 5-71:	Konzentrationsverlauf von Isoproturon und Chlortoluron am Dränageauslauf der Fläche F2 in Südkirchen (beprobte mit automatischem Probenehmer)	215
Abb. 5-72:	Konzentrationsverlauf der s-Triazine am Dränageauslauf der Fläche F2 in Südkirchen (beprobte mit automatischem Probenehmer)	218
Abb. 5-73:	Herbizidkonzentrationen im oberirdisch austretenden Dränabfluß der Fläche F1 in Südkirchen	220
Abb. 5-74:	Herbizidkonzentrationen im unteren Dränageauslauf der Fläche F3 in Südkirchen	221
Abb. 5-75:	Atrazin- und Desethylatrazingehalte in der Dränage auf dem Schlag Merfeld F1	223
Abb. 5-76:	Herbizidkonzentrationen in den untersuchten Dränagesträngen auf der Fläche F1 in Hochmoor	225
Abb. 5-77:	Herbizidkonzentrationen in einem Dränagestrang auf der Fläche F3 in Hochmoor	226
Abb. 5-78:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F1 in Nottuln	232
Abb. 5-79:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F3 in Nottuln	235
Abb. 5-80:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F1 in Südkirchen	238
Abb. 5-81:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F2 in Südkirchen	239
Abb. 5-82:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F1 in Merfeld	240
Abb. 5-83:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F2 in Merfeld	241
Abb. 5-84:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F3 in Merfeld	242



Abb. 5-85:	Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F2 in Hochmoor	244
Abb. 5-86:	Konzentrationsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Nottuln; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	248
Abb. 5-87:	Konzentrationsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Südkirchen; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	249
Abb. 5-88:	Konzentrationsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Merfeld; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	250
Abb. 5-89:	Konzentrationsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Hochmoor; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	251
Abb. 5-90:	Abfluß, Leitfähigkeit und s-Triazingehalte im Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Verlauf von drei unterschiedlichen Niederschlagsereignissen (Zeitraum: 22.- 30.6. 1989)	255
Abb. 5-91:	Niederschlagsverlauf im Kalibriergebiet Südkirchen sowie Leitfähigkeit und s-Triazingehalte im Vorfluter einer zweigipfligen Abflußwelle am 9.- 10.7.1989 nach zwei Starkniederschlägen	256
Abb. 5-92:	Abfluß, Leitfähigkeit und s-Triazingehalte im Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Verlauf geringer Niederschlagsintensitäten im Zeitraum 2.- 4.6.1990	258
Abb. 5-93:	Niederschlag im Kalibriergebiet Hochmoor sowie Leitfähigkeit und s-Triazingehalte im Vorfluter im Verlauf von zwei Abflußwellen (Zeitraum: 1.- 4.6.1990)	260
Abb. 5-94:	Niederschlag im Kalibriergebiet Merfeld sowie Leitfähigkeit und s-Triazin-Gehalte im Vorfluter während einer Abflußwelle am 1.- 3.6.1990	261
Abb. 5-95:	Niederschlags- und Abflußverlauf in den Kalibriergebieten Nottuln und Südkirchen sowie Gehalte von Isoproturon und Chlortoluron im Vorfluter im Zeitraum 2.10. - 29.11.1989	264
Abb. 5-96:	Niederschlag im Kalibriergebiet Südkirchen sowie Leitfähigkeit, s-Triazingehalte und Phenylharnstoffgehalte im Vorfluter während einer Abflußwelle am 23.- 24.1.1990	266
Abb. 5-97:	Schematische Darstellung (ohne quantitative Gewichtung) eines Hochwasserabflusses in Mittelgebirgen mit Gesteinen geringer Wasserwegsamkeit (ohne Berücksichtigung eines unterirdischen Ab- und Zustroms) aus: MOLLENHAUER & WOHLRAB (1990)	268
Abb. 5-98:	Abfluß- und Leitfähigkeitsverlauf sowie Isoproturon- und Chlortolurongehalte im Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Zeitraum vom 1.11.1990 - 9.3.1991	269

Abb. 5-99:	Niederschlag im Kalibriergebiet Nottuln sowie Leitfähigkeit, s-Triazin- gehalte und Phenylharnstoffgehalte einer Hochwasserwelle im Vorfluter (Zeitraum: 15.11. - 21.11.1990)	271
Abb. 5-100:	Niederschlag im Kalibriergebiet Merfeld sowie Leitfähigkeit, s-Triazin- gehalte und Chlortolurongehalte einer Hochwasserwelle im Vorfluter (Zeitraum: 23.1. - 24.1.1990)	273
Abb. 5-101:	Austragsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Nottuln; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	275
Abb. 5-102:	Austragsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Südkirchen; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	275
Abb. 5-103:	Austragsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Merfeld; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	276
Abb. 5-104:	Austragsverlauf von s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Hochmoor; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991	276
Abb. 5-105:	Monatssummen der Niederschläge der Station Lüdinghausen im lang- jährigen Mittel und im Untersuchungszeitraum	280
Abb. 5-106:	Monatsmittel der Temperaturen der Station Lüdinghausen im langjäh- rigen Mittel und im Untersuchungszeitraum	281
Abb. 5-107:	Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Nottuln im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	283
Abb. 5-108:	Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Schüdkirchen im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	283
Abb. 5-109:	Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Merfeld im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	285
Abb. 5-110:	Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Hochmoor im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	285
Abb. 5-111:	Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Nottuln im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	287
Abb. 5-112:	Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Südkir- chen im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	287
Abb. 5-113:	Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Merfeld im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	288
Abb. 5-114:	Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Hoch- moor im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	288
Abb. 5-115:	Abfluß, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kali- briergebietes Nottuln im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	290



Abb. 5-116:	Abfluß, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	291
Abb. 5-117:	Abfluß, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kalibriergebietes Merfeld im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	292
Abb. 5-118:	Abfluß, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kalibriergebietes Hochmoor im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991	293
Abb. 6-1:	Ackernutzung im Untereinzugsgebiet 81 a im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern, Maßstab 1:75.000	356
Abb. 6-2:	Potentielle Oberflächenabfluß- und Erosionsgefährdung im Untereinzugsgebiet 81 a im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern, Maßstab 1:75000	358
Abb. 6-3:	Hangneigungsstufen entlang der Vorfluter (jeweils 50 m von der Mitte) im Untereinzugsgebiet 81 a im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern, Maßstab 1:75.000	361
Abb. 6-4:	Gefährdungsklassen des potentiellen Eintrags von PSM in die Vorfluter aufgrund der Gewichtung von Oberflächenabfluß- und Erosionsgefährdung des Bodens und der Hangneigung in einem Ausschnitt des Untereinzugsgebietes 81 a im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern, Maßstab 1:25.000	362
Abb. 8-1:	Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Nottuln	407
Abb. 8-2:	Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Südkirchen	408
Abb. 8-3:	Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Merfeld	409
Abb. 8-4:	Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Hochmoor	410

#### **Tabellenverzeichnis**

Tab. 2-1:	Flächennutzung im Landkreis Coesfeld; Quelle KATASTERAMT COESFELD (1989)	12
Tab. 2-2:	Ackerbaufläche und Anteil der einzelnen Kulturen im Kreis Coesfeld; Quelle: LANDESAMT FÜR STATISTIK; LDS (1988a, 1988b)	13
Tab. 2-3:	Bodenphysikalische Kennwerte für Sd- und Sw-Horizonte von Stauwasserböden, nach DVWK (1980)	18
Tab. 3-1:	Aufwandmengen und Anwendungszeitpunkte der wichtigsten Herbizidwirkstoffe im Einzugsgebiet	27
Tab. 3-2:	Abschätzung der absoluten Aufwandmengen von Atrazin im Mais (Frühjahr 1988) und von Chlortoluron im Getreide (Herbst 1988)	28
Tab. 3-3:	Strukturformeln und physikalisch-chemische Daten der untersuchten Herbizide	29

Tab. 3-4:	Änderungen der Korrelationsgleichungen für den Abbau von Simazin in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften (WALKER et al. 1983)	35
Tab. 3-5:	Rückstände von Atrazin und seinen Metaboliten in Böden	36
Tab. 3-6:	Rückstände von Simazin und seinen Metaboliten in Böden	37
Tab. 3-7:	Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Atrazin	37
Tab. 3-8:	Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Simazin	39
Tab. 3-9:	Adsorptionskonstanten für Atrazin in verschiedenen Böden	42
Tab. 3-10:	Adsorptionskonstanten für Simazin in verschiedenen Böden	43
Tab. 3-11:	R <sub>F</sub> -Werte für Atrazin und Simazin	45
Tab. 3-12:	Prozentuale Verteilung von Atrazin und seinen Metaboliten im Versuchsfeld (MUIR & BAKER 1978)	47
Tab. 3-13:	Halbwertszeiten für den Abbau von Terbutylazin in aeroben Böden	48
Tab. 3-14:	Adsorptionskonstanten für Terbutylazin in verschiedenen Böden	50
Tab. 3-15:	Halbwertszeiten für den Abbau von Chlortoluron	53
Tab. 3-16:	Adsorptionskonstanten für Chlortoluron in verschiedenen Böden	54
Tab. 3-17:	Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Isoproturon	57
Tab. 3-18:	Adsorptionskonstanten für Methabenzthiazuron in verschiedenen Böden	59
Tab. 4-1:	Berechnungsbeispiel für die Abschätzung der eingesetzten absoluten Wirkstoffmengen in den Kalibriergebieten	70
Tab. 4-2:	Retentionszeiten der Wirkstoffe auf unterschiedlichen Säulen	86
Tab. 4-3:	Nachweisgrenze, Bestimmungsgrenze, Variationskoeffizient und Wiederfindungsrate der untersuchten Wirkstoffe und Metaboliten in Oberflächen- und Grundwasser	87
Tab. 4-4:	Bestimmungsgrenze und Wiederfindungsrate der untersuchten Wirkstoffe und Metaboliten im Boden	87
Tab. 5-1:	Langjährige Abflußspenden (Mq und MNq) der Haupteinzugsgebiete	92
Tab. 5-2:	Rahmenbedingungen und Gruppierung der Grundwasserentnahmestellen	93
Tab. 5-3:	Erklärungsanteil der räumlichen Bestandsaufnahme am Austrag der beiden Hauptvorfluter im gleichen Zeitraum	112
Tab. 5-4:	Befunde der Eingangskontrolle der beiden Hauptvorfluter in den Stausee; Quelle: GELSENWASSER AG (1988, 1989, 1990, 1991)	113
Tab. 5-5:	Herbizid-Einträge in die Talsperre Haltern (bzw. Austräge aus den beiden Teileinzugsgebieten)	125

Tab. 5-6:	PSM-Konzentrationen in der Kolmationsschicht eines Versickerungsbek- kens	128
Tab. 5-7:	Übersicht über die Gebietsparameter der vier Kalibriergebiete	129
Tab. 5-8:	Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbi- zide der Testflächen in Nottuln	132
Tab. 5-9:	Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbi- zide der Testflächen in Südkirchen	137
Tab. 5-10:	Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbi- zide der Testflächen in Merfeld	141
Tab. 5-11:	Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbi- zide der Testflächen in Hochmoor	143
Tab. 5-12:	Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Nottuln	148
Tab. 5-13:	Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Nottuln	149
Tab. 5-14:	Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Nottuln	149
Tab. 5-15:	Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Südkirchen	151
Tab. 5-16:	Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Südkirchen	151
Tab. 5-17:	Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Südkirchen	152
Tab. 5-18:	Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Merfeld	153
Tab. 5-19:	Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Merfeld	153
Tab. 5-20:	Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Merfeld	154
Tab. 5-21:	Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Hochmoor	155
Tab. 5-22:	Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Hochmoor	155
Tab. 5-23:	Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Hochmoor	155
Tab. 5-24:	Vergleich der Niederschläge in den Kalibriergebieten im Abflußjahr 1990	156
Tab. 5-25:	Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzel- nen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Nottuln	159
Tab. 5-26:	Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzel- nen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Südkirchen	164
Tab. 5-27:	Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzel- nen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Merfeld	165

Tab. 5-28:	Niederschlags- und Abflusssmengen sowie Abflussverhältnisse für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflussjahr 1990 in Hochmoor	169
Tab. 5-29:	Mengenbilanzierung des luftbürtigen Eintrages von Triazinm am Beispiel des Kalibriergebietes Südkirchen	176
Tab. 5-30:	Bodenparameter der für die Schüttelversuche verwendeten Oberböden	176
Tab. 5-31:	Verteilungskoeffizienten ( $K_D$ und $K_{OC}$ ) von Isoproturon, Chlortoluron und Terbutylazin in vier unterschiedlichen untersuchten Oberböden	179
Tab. 5-32:	$K_D$ - und $K_{OC}$ -Werte für Chlortoluron in verschiedenen Böden	180
Tab. 5-33:	$K_D$ - und $K_{OC}$ -Werte für Terbutylazin in verschiedenen Böden	181
Tab. 5-34:	Empfohlene Aufwandmengen für Chlortoluron, Isoproturon und Terbutylazin auf unterschiedlichen Böden; nach BBA (1991)	182
Tab. 5-35:	Verhältnis zwischen empfohlener Aufwandmenge und dem jeweils ermittelten $K_D$ -Wert für vier verschiedene Oberböden	183
Tab. 5-36:	Aufwandmengen an Herbiziden und Applikationszeitraum auf den untersuchten Schlägen	184
Tab. 5-37:	Maximale $DT_{50}$ -Werte für Terbutylazin im Boden, ermittelt aus der Aufwandmenge, der Lagerungsdichte und den höchsten gemessenen Restkonzentrationen im Boden	194
Tab. 5-38:	$DT_{50}$ -Werte von Chlortoluron auf lehmigen Standorten	195
Tab. 5-39:	$DT_{50}$ -Werte von Isoproturon auf lehmigen Standorten	195
Tab. 5-40:	Vergleich Atrazin- / Terbutylazinaustrag mit dem "runoff", nach HALL (1974)	200
Tab. 5-41:	Atrazinkonzentration und -austrag in Abhängigkeit von der Aufwandmenge und dem Zeitraum zwischen Applikation und Abflussereignis nach: (a) HALL et al. (1972), (b) TRIPLETT et al. (1978), (c) WHITE et al. (1967)	201
Tab. 5-42:	Herbizidkonzentration und Leitfähigkeit im Oberflächenabfluss (Randbereich) der Fläche Südkirchen F2	207
Tab. 5-43:	Herbizidkonzentrationen und Leitfähigkeit im Oberflächenabfluss in Merfeld	207
Tab. 5-44:	Herbizidkonzentrationen und Leitfähigkeit in der Oberflächenvernässung im Bereich Hochmoor	208
Tab. 5-45:	Literaturübersicht von PSM-Befunden in Dränagen	227
Tab. 5-46:	Isoproturon- und Chlortoluronkonzentrationen in den Beobachtern unter der Fläche F2 in Nottuln	236
Tab. 5-47:	Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluss des Vorfluters in Nottuln	247



Tab. 5-48:	Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Südkirchen	252
Tab. 5-49:	Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Merfeld	253
Tab. 5-50:	Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Hochmoor	254
Tab. 5-51:	Niederschlags-/ Abflußbilanz einzelner Hochwasserwellen im Hochsommer	262
Tab. 5-52:	Konzentrationen im Vorfluter während der Frostperiode und im Zeitraum der Schneeschmelze am 22. -25. Februar 1991 in Nottuln	270
Tab. 5-53:	Gesamtausträge der Wirkstoffe und Metaboliten in den vier Kalibriergebieten im Untersuchungszeitraum Juni 1989 bis Februar 1991	274
Tab. 5-54:	Austrag s-Triazine und Metaboliten im Zeitraum 1. Mai bis 1. Oktober 1990	277
Tab. 5-55:	Herbizidspenden im Untersuchungszeitraum (21 Monate)	278
Tab. 5-56:	Prozentualer Austrag von Chlortoluron und Isoproturon	279
Tab. 6-1:	Schadensschwellen für Unkräuter und Ungräser in Winter- und Sommerweizen und Winter- und Sommergerste; Quellen: 1: NIEMANN (1981); 2: BARTELS et al. (1984); 3. BEER (1985); 4: BÖTGER (1985); 5: AMMON & DIERAUER (1986); 6: MITTNACHT (1990)	303
Tab. 6-2:	Einfluß verschiedener Unkrautbekämpfungsmaßnahmen auf den Maisertrag (MEINERT 1988)(verändert)	306
Tab. 6-3:	Einfluß der Unkrautbekämpfung auf Wasserabfluß und Bodenabtrag während der Maisvegetation, nach ALKÄMPER (1988b)	307
Tab. 6-4:	Atrazinabtrag (g/ha) während der Maisvegetation in Abhängigkeit des Applikationszeitpunktes, nach ALKÄMPER (1988b)	307
Tab. 6-5:	Wirkung von Herbiziden auf Unkräuter, Ungräser und Ertrag in Abhängigkeit vom Anwendungszeitpunkt. Durchschnittswerte aus Versuchen in Rheinland- Pfalz 1980-83 (SCHIETINGER 1983)	309
Tab. 6-6:	Einteilung der Windstärke nach BEAUFORT; nach KOCH (1989)	315
Tab. 6-7:	Vor- und Nachteile verschiedener Geräte für die Bekämpfung von Unkräutern in Reihenkulturen; nach LOHUIS (1990), (verändert)	318
Tab. 6-8:	Vor- und Nachteile verschiedener Geräte für die Bekämpfung von Unkräutern in Getreidekulturen; nach LOHUIS (1990), (verändert)	320
Tab. 6-9:	Relativer Bodenabtrag bei verschiedenen Kulturpflanzen gegenüber Schwarzbrache mit 1,0. (SCHWERTMANN 1980)	326
Tab. 6-10:	Oberflächenabfluß und Bodenabtrag konventioneller und einer konservierenden Bodenbearbeitung, Quelle: DIETZ (1988)	332

Tab. 6-11:	Ernteerträge (relativ) nach unterschiedlichen Grundbodenbearbeitung (Durchschnittswerte aus fünfjährigen Feldversuchen auf vier Standorten) Pflug = 100 (t = 20-25 cm) (KÖLLER 1985)	335
Tab. 6-12:	Mittlerer Abfluß von Oberflächenwasser je Woche in l/ha auf einer Löß-Parabraunerde bei Göttingen (Versuch Lausebrink, Hangneigung 3%, Einzugsgebiet von 90 m Länge und 20 m Breite) (BAEUMER 1983)	338
Tab. 6-13:	Bodenabtrag bei verschiedenen Zwischenfrüchten und Bodenbearbeitungsverfahren unter Silomaisanbau (Durchschnitt der Jahre 1983-1986); aus SIDIRAS et al. (1988)	341
Tab. 6-14:	Oberflächenabfluß unter Silomais bei verschiedenen Zwischenfrüchten und Bodenbearbeitungsverfahren (Durchschnitt der Jahre 1983- 1986), nach SIDIRAS et al. (1988)	341
Tab. 6-15:	Kornertrag bei Winterweizen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen (Mittel über 2 Wiederholungen, 2 Jahre, 2 Standorte); nach MERKELBACH & HEYLAND 1988), (verändert)	344
Tab. 6-16:	Prozentualer Bodenabtrag bei Konturnutzung (P-Wert; herkömmliche Nutzung = 1 = 100 %) (SCHWERTMANN 1982)	345
Tab. 6-17:	Atrazinverluste in Abhängigkeit von der Aufwandmenge, der Ausbringungsmethode und der Erosionsschutzmaßnahmen (HALL et al. 1983)	346
Tab. 6-18:	Atrazin-Verluste auf Flächen mit und ohne Fahrspuren und bei Einarbeitung des Herbizids (Bodenart: 60 % Sand, 28 % Schluff, 12 % Ton, 2,2 % organische Substanz; Hangneigung: 7,1 %, Aufwandmenge: 2,5 kg/ha; Berechnungsmenge: 35 mm und total 122 mm; Mittelwert aus 3 Versuchen) (BAKER & LAFLÉN 1979)	348
Tab. 6-19:	Mittelwerte für Porenvolumen und Luftkapazität vor und nach dem Befahren mit einem Kettenfahrzeug; aus SOMMER et al. (1981)	349
Tab. 6-20:	Mindererträge nach einmaliger starker Bodenverdichtung (%) in einer dreigliedrigen Fruchtfolge (SOMMER et al. 1981)	350
Tab. 6-21:	Vorteile und Nachteile von pflanzenbaulichen und technischen Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln mit dem Oberflächenabfluß und dem Bodenabtrag in die Oberflächengewässer gegenüber einer konventionellen Bewirtschaftung	353
Tab. 6-22:	Einstufung der Bodentypen in Erodierbarkeitsklassen (Gefährdungsstufen) hinsichtlich des potentiellen PSM-Eintrages durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag	357
Tab. 6-23:	Klassifizierung des Gefälles nach Hangneigungsstufen	360
Tab. 6-24:	Potentielle Eintragsgefährdungsklassen für PSM in die Vorfluter aufgrund der Gewichtung nach Erosiongefährdung des Bodens und Hangneigung (Gewichtung in Anlehnung an Tab.63, AG BODENKUNDE 1982)	363
Tab. 8-1:	Temperaturprogramme für die verwendeten Phasen	411





## 1. Einleitung

Am 1.10.1989 trat die Trinkwasserverordnung (TrinkwV) auch hinsichtlich des Parameters 13 in Vollzug. Damit wurden Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel und deren toxische Hauptabbauprodukte für das Trinkwasser bindend. Der Gehalt an Pflanzenschutzmitteln und deren Hauptabbauprodukten darf 0,1 µg/l für die Einzelsubstanz und 0,5 µg/l für die Summe aller Verbindungen dieser Art nicht überschreiten. Vor diesem Hintergrund fanden erste Untersuchungen des Trinkwassers des Wasserwerkes Haltern statt. Es wurden durchgängig Atrazingehalte über dem Grenzwert der TrinkwV gefunden.

Gemäß der TrinkwV darf ein solcherart belastetes Wasser nur dann in Verkehr gebracht werden, wenn durch die zuständige Behörde diese Abweichung vom Grenzwert zugelassen wurde. Eine Zulassung aber ist gebunden an einen erfolgversprechenden Sanierungsplan, der in Zusammenarbeit mit allen Beteiligten zu erstellen ist.

Bedingt durch die Form der Wassergewinnung - Versickerung von Oberflächenwasser zur Grundwasseranreicherung - ist das Einzugsgebiet der Talsperre Haltern mit knapp 880 km<sup>2</sup> entsprechend groß. Das geförderte Wasser setzt sich folglich aus zwei Qualitäten zusammen: reines Grundwasser ca. 25%, versickertes Oberflächenwasser ca. 75%.

Das Einzugsgebiet unterliegt intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Da es formell nicht als Schutzgebiet ausgewiesen ist, mußte mit einer umfangreichen Pflanzenschutzmittelanwendung gerechnet werden.

Zu dieser Zeit lagen noch keine vertieften Kenntnisse über Wege des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer solcher Wassereinzugsgebiete vor. Daher hat das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes einen Auftrag der Gelsenwasser AG übernommen, in einem Forschungsvorhaben die folgenden Punkte zu bearbeiten:

- Zusammenstellung der bisherigen bei den Behörden, den landwirtschaftlichen Institutionen und bei Gelsenwasser vorliegenden Unterlagen über die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Talsperren-Einzugsgebiet und deren Auswirkung auf die Trinkwasserqualität
- Durchführung und Koordinierung ergänzender Untersuchungen im Wasserwerk und im Einzugsgebiet der Talsperre.
- Hygienische und ökologische Bewertung der festgestellten Sachverhalte vor dem Hinter-

Hygienische und ökologische Bewertung der festgestellten Sachverhalte vor dem Hintergrund gesetzlicher Vorschriften und wissenschaftlicher Erkenntnisse unter besonderer Berücksichtigung der Angemessenheit der bestehenden Grenzwerte und Vorsorge.

Umfassende Prüfung und Bewertung von Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Trinkwasser-Verordnung unter Berücksichtigung der Belange der Landwirtschaft.

## **2. Naturraum und anthropogene Nutzung im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern**

### **2.1 Lage und Geographie**

Der ca. 880 km<sup>2</sup> große Untersuchungsraum ist das oberirdische Einzugsgebiet (vgl. Abb. 2-1) der Talsperre Haltern (Synonym: Halterner Satsee, Stevertalsperre). Er umfaßt die Einzugsgebiete der beiden Hauptvorfluter, der Stever und des Halterner Mühlenbaches (südwestlich der Linie von Seppenrade über Dülmen nach Coesfeld).

Nach der Gliederung von MÜLLER-WILLE (1966) umfaßt das Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches im wesentlichen die Merfelder Niederung und Randbereiche der Bulderner Platte, der Rekener Kuppen, der Hohen Mark und der Borkenberge. Das Einzugsgebiet der Stever setzt sich zusammen aus der Bulderner Platte, der Lüdinghauser Flachmulde, der Halterner und der Olfener Talung sowie aus großen Randbereichen der Roruper Berge und der Baumberge und der Ascheberger Platte und der Lippe-Höhen. In diesen Namensgebungen spiegelt sich unmittelbar der differenzierte morphologische und damit auch weitgehend der lithologische Aufbau des Einzugsgebietes wider.

Die höchste Erhebung liegt im Bereich der nördlichen Wasserscheide mit > 180 m ü. NN im Bereich der Bomberge (Kernbereich der Baumberge), den tiefsten Punkt bildet mit etwa 40 m ü. NN die Stevertalsperre.

Die Bomberge bilden den hydrologischen Knotenpunkt zwischen den Einzugsgebieten der Ems, des IJsselmeeres und der Lippe. Zu dem letzteren gehört der Untersuchungsraum. Die wichtigsten Vorfluter und die beiden Hauptwasserscheiden zeigt Abbildung 2-2.

### **2.2 Klima**

Das Klima im Kreis Coesfeld bzw. im Kernmünsterland und dem Westmünsterland ist atlantisch geprägt. Milde Winter und Sommer und ganzjährige Feuchtigkeit, insbesondere Sommergewitter und starke, andauernde Herbstregen herrschen vor. Die mittleren Niederschlagshöhen erreichen bis zu 850 mm im nördlichen Bereich der Baumberge, der Hohen Mark und der Haard. In Lüdinghausen liegen die Niederschlagshöhen im 26-jährigen Mittel bei 808 mm.



Abb. 2-1: Lage des Einzugsgebietes des Halterner Stausees

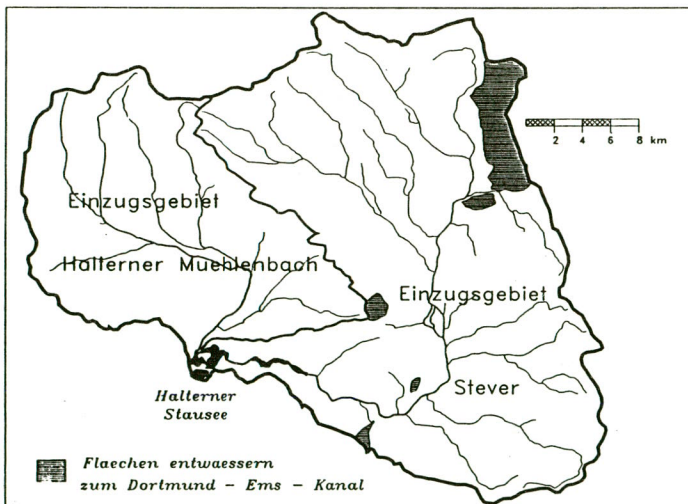


Abb. 2-2: Gewässernetz des Einzugsgebietes Halterner Stausee



Die mittleren Jahrestemperaturen variieren zwischen 9-9,5°C, die mittlere Jahresschwankung beträgt ca. 16°C. Die Januartemperaturen erreichen im Westmünsterland 1,5°C, im Kernmünsterland 0,5°C. Im Juli liegen die Temperaturen durchschnittlich bei 17°C. Im Mittel treten im Westmünsterland 25-30 Sommertage mit Temperaturen > 25°C auf, im Kernmünsterland sind es ca. 30 Sommertage. Genauere Daten zu Niederschlags- und Temperaturverteilung im Einzugsgebiet während der einzelnen Monate sind in Kapitel 5.2.4.7 wiedergegeben.

### 2.3 Hydrogeologie

Lithologisch ist das Einzugsgebiet der Talsperre Haltern aufgebaut aus sandigen, kalkig-mergeligen bis tonigen Sedimentgesteinen der Oberkreide und deren faziellen Übergängen. Die Abfolge der Oberkreidestufen und ihre petrographische Ausbildung ist in Abbildung 2-3 wiedergegeben. Ein Großteil der im Santon und Campan entstandenen Oberkreideablagerungen wurde im Quartär durch Niederterrassensande, Grundmoräne, Löß und Flugdecksande überlagert. Das Einzugsgebiet läßt sich in sieben größere hydrogeologische Einheiten gliedern, die auf Abbildung 2-4 dargestellt sind.

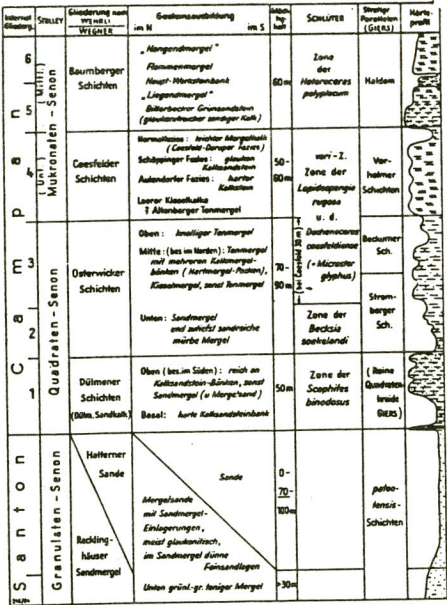


Abb. 2-3:  
Gliederung des höheren Santons und Campans im Raum Coesfeld-Billerbeck; aus ARNOLD (1964)

### **Halterner (+ quartäre) Sande**

Den wichtigsten Grundwasserleiter stellen im Westen des Einzugsgebietes die Halterner Sande dar, die bis zu 200 m mächtig werden. Sie besitzen eine mittlere bis sehr gute Wasserdurchlässigkeit. Die Bandbreite der  $k_f$ -Werte reicht von  $1 \times 10^{-5}$  bis  $1 \times 10^{-3}$  m/s, je nach Verfestigungsgrad bzw. dem Vorkommen von kiesigen Lagen. Das Porenvolumen schwankt zwischen 19 und 40 %, dürfte aber nach Angaben des GLA (1975b) im Mittel bei ca. 30 % liegen. Das in den Mittelsanden der Haard von JACOB (1974) ermittelte Porenvolumen lag bei 34,3 %, wovon 22,5 % wasserwirtschaftlich nutzbar sind. Für das Gesamtgebiet der Halterner Sande wurde eine durchschnittliche Grundwasserneubildung von  $8,8 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  ( $= 278 \text{ mm/a}$ ) ermittelt (GLA 1975b). Nach STRUCKMEIER (1990) wurden aufgrund einer flächendifferenzierten Auswertung der Deckschichten, der Vegetation und des Grundwasserflurabstandes für Teilbereiche der Halterner Sande im Einzugsgebiet zwischen 200 und 450 mm als mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe errechnet.

Im äußersten Nordwesten des Einzugsgebietes verzahnen sich die Halterner Sande mit der Fazies der Recklinghäuser Sandmergel.

In den Niederungen werden die Halterner Sande in weiten Bereichen von quartären, meist sandigen Ablagerungen überdeckt, die bis zu 20 m Mächtigkeit erreichen können. Die Ablagerungen entstammen nach BOLSENKÖTTER & HILDEN (1969) der im Altpleistozän noch nach Westen hin abfließenden Urstever. Diese Terrassenablagerungen und die z.T. holozänen sandigen Talfüllungen bilden mit den Halterner Sanden ein gemeinsames Grundwasserstockwerk.

Dem Grundwasser der Halterner Sande kommt für die öffentliche Wasserversorgung ein bedeutender Stellenwert zu. Zum einen wird es durch mehrere Grundwasserwerke direkt genutzt, zum anderen aber speist es in den langen Trockenzeiten der Talsperre Haltern zu einem großen Teil indirekt als Trockenwetterabfluß des Halterner Mühlenbaches.

### **Dülmener Sandkalke**

Nach Osten werden die Halterner Sande überlagert von den Dülmener Sandkalken bis Sandmergeln, deren Mächtigkeit bei ca. 50 m liegt. Es handelt sich im wesentlichen um Sandmergel mit eingelagerten Kalksandsteinbänken. Die Grundwasserneubildungsrate wird mit  $6,5 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  angegeben (GLA 1975b). WEYER (1972) ermittelte für Kalksandsteine der Kreide Trockenwetterabflußspenden von  $> 4,5 \text{ l/s} \times \text{km}^2$ . Neben der Trennfugendurchlässigkeit weisen sie noch eine gewisse Porendurchlässigkeit auf. Die Grundwasserflurabstände liegen zumeist bei 2-5 m, erreichen stellenweise aber auch 10 m. Das Grundwasser fließt entsprechend der in diesem Gebiet vorliegenden orographischen Wasserscheide zwischen Halterner Mühlenbach und Stever den Halterner Sanden zu. Im Bereich der Linie Coesfeld-Lette-Dülmen gehen die ergiebigen Dülmener Sandkalke

in Sandmergel über, die stratigraphisch ebenfalls noch zu den Dülmener Schichten (vgl. auch Abb. 2-3) gehören, aber nur noch eine mäßige bis geringe Ergiebigkeit aufweisen.

**Kalk- bis Kalkmergelsteine der Baumberge**

In den Kalksteinen und Kalkmergelsteinen der Baumberge bildet sich wie in den Dülmener Schichten ein Kluftgrundwasserleiter aus, der aus zwei Grundwasserstockwerken besteht (SCHNEIDER 1939). Das obere bildet sich in den carbonatreicheren und klüftigeren Baumberger Schichten und Coesfelder Schichten und das untere in den Osterwicker Schichten aus. Die Flurabstände liegen hier aber z.T. bedeutend höher (bis zu 50 m) als in den übrigen Einheiten. Die Gesteine weisen überwiegend eine hohe Trennfugendurchlässigkeit (KLEINE 1985) und eine recht hohe Grundwasserneubildung auf, die ca. 8-11 l/s x km<sup>2</sup> (HINZ 1982, HEINRICHSBAUER 1985, KLEINE 1985) beträgt. Das nutzbare Kluftvolumen ist dagegen mit einer Größenordnung von ca. 2 % (HEINRICHSBAUER 1985, KLEINE 1985) gering.

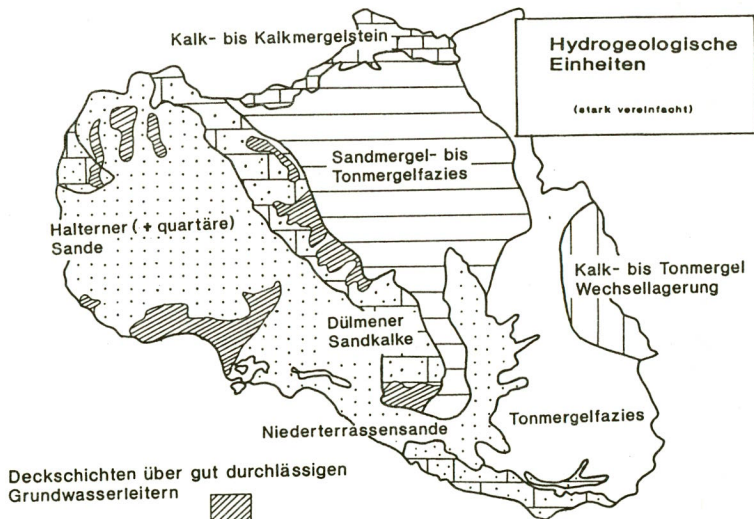


Abb. 2-4: Hydrogeologische Einheiten im Einzugsgebiet des Halturner Stausees; nach KLEINE et al. (1989a), Grundlage: GLA (1962b, 1975b)

Für die öffentliche Wasserversorgung haben die Baumberge lokal eine große Bedeutung, da hier mehrere Wasserwerke Grundwasser fördern. Für die Talsperre Haltern sind die zahlreichen perennierenden Quellen am Hangfuß der Baumberge im Übergangsbereich Coesfelder Schichten gegen Osterwicker Schichten in langen Trockenwetterzeiträumen von Relevanz, da sie dann nicht unerheblich zur Erhaltung der geringen Restabflußmenge der Stever beitragen.

### **Niederterrassensande**

Diese hydrogeologische Einheit tritt im Bereich des Stevertales weit verbreitet auf. Die Stever-Niederterrasse ist in ihrem unteren Teil aufgebaut aus mittleren und groben Sanden mit z.T. kiesigen Partien. Die oberen 2-3 m bestehen aus feinkörnigen Ablagerungen. Bereichsweise stellt sie einen gut durchlässigen Aquifer dar, weist aber eine geringe Mächtigkeit von nur 11-12 m auf und ist damit für eine Nutzung zu unergiebig (BODE 1960). Das Grundwasser wird deshalb nicht direkt zur öffentlichen Wasserversorgung genutzt. In niederschlagslosen Zeiträumen trägt die Stever-Niederterrasse zur Aufrechterhaltung eines Trockenwetterabflusses in der Stever bei.

### **Sandmergel- bis Tonmergelfazies und Tonmergelfazies**

Der flächenmäßig größte Teil des Stever-Einzugsgebietes ist geologisch aus einer Sandmergel- bis Tonmergelfazies des Untercampans aufgebaut. Die gesamte Abfolge hat gemeinsam, daß zumeist nur eine geringe Kluftwasserführung in den wenigen eingelagerten Hartmergelbänken und im oberflächennahen Auflockerungsbereich möglich ist (BODE 1960).

Der Übergang von einer überwiegend sandig-mergeligen Ausbildung im Randbereich der Dülmener Sandkalke zu einer überwiegend tonigen Ausbildung im Osten (Tonmergelfazies) ist fließend, so daß eine scharfe petrographische Grenzziehung nicht möglich ist. Nach BEYENBURG & BODE (1939, S.43) vollzieht sich dieser Übergang auf einer Linie von Lünen über Kappenberg nach Lüdinghausen: "Beide Ausbildungsformen liegen vielmehr übereinander und zwar in der Weise, daß vom Westen lange Zungen von niveaubeständigen Sanden und Sandmergeln in den grauen Mergel eingreifen und nach Osten immer mehr an Mächtigkeit verlieren und allmählich ganz verschwinden und durch die grauen Mergel ersetzt werden".

Da diese Abfolgen zusätzlich überwiegend noch durch Grundmoränen überlagert werden, ist die Grundwasserneubildung als äußerst gering anzusetzen. Nach STRUCKMEIER (1990) beträgt die mittlere jährliche aktuelle Grundwasserneubildungshöhe weniger als 100 mm. WEYER (1972) ermittelte für Oberkreidemergel Trockenwetterabflußspenden von ca. 1,5 l/s x km<sup>2</sup> (50 mm/a). Aufgrund ihrer geringen Ergiebigkeit werden diese Grundwassergeringleiter lediglich für Eigenwasserversorgungsanlagen genutzt. Die Brunnen sind entsprechend den hydrogeologischen



Verhältnissen meistens sehr tief und haben oft, nach BAECKER (1953) vermutlich bevorzugt in der Nähe von Störungen, Versalzungsprobleme durch Nachzug von tiefen Solwässern.

### **Kalk-Tonmergel Wechsellagerung**

Im östlichen Randbereich des Stever-Einzugsgebietes existieren nach BODE (1960) noch Reste von ungegliedertem Obercampan, die härtere Kalkmergellagen enthalten und damit eine etwas größere Kluftwasserführung ermöglichen.

### **Quartäre Deckschichten**

Quartäre Deckschichten sind im Einzugsgebiet weit verbreitet. Eine besondere Bedeutung kommt der Grundmoräne im Einzugsgebiet aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit und flächenhaften Verbreitung zu. Zum Teil liegt sie als Lokalmoräne vor und ist dann wegen ihrer stark kalkigen Ausbildung von den unterlagernden Mergeln schwer zu unterscheiden. Meistens ist sie jedoch tiefgründig entkalkt und zeigt dann die typische Ausbildung eines Geschiebelehms. Dieser lässt sich, oft durch Lessivierung oder durch eine Flugsandbedeckung hervorgerufen, in einen stärker sandigen oberen und einen mehr tonigen unteren Horizont unterteilen (DAHM-ARENS 1975). Im Stever-Einzugsgebiet ist der Geschiebelehm flächenhaft verbreitet, er bedeckt aber auch größere Teile der Dülmener Schichten und kommt inselartig ebenfalls im nördlichsten Bereich der Halturner Sande vor. Die Mächtigkeit beträgt selten mehr als 2 m, meist ist sie jedoch wesentlich geringer. Über der Grundmoräne - aber auch der Kreide direkt aufliegend - folgt im Stever-Einzugsgebiet oft, z.T. ebenfalls flächenhaft verbreitet, ein Schleier aus Flugdecksand. Dieser ist meist nur wenige dm stark. Am südlichen Rand der Baumberge wird er durch feinkörnigeren Sandlöß ersetzt, der in diesem Bereich z.T. Mächtigkeiten von mehr als 2 m aufweist.

## **2.4 Pedologie**

Die Verbreitung der dominierenden Bodentypen zeigt Abbildung 2-5. Unter den landwirtschaftlich genutzten Böden sind im Einzugsgebiet des Halturner Mühlenbaches vor allem Gley- und Gleypodsolböden weit verbreitet (Raum Merfeld), hervorgegangen aus sandigen Bach- und Talablagerungen des Holozäns sowie aus Flugdeck-, Terrassen- oder Schmelzwassersanden.

Die rein sandigen Podsole aus Flugdecksand bzw. aus Sanden der Fazies der Halturner Sande sind im Mühlenbachgebiet in der Regel nur mit Kiefern bestockt, da die Nährstoffarmut und die Grundwasserferne keine andere Nutzung dieser Standorte zulässt (Raum Hohe Mark).

Anmoorgleye bilden den Übergang von den Gleyen und Podsolon zu den Nieder- und Hochmooren im westlichen Einzugsgebiet des Halturner Mühlenbaches.



Während sich die Niedermooere über sandigen holozänen Bachablagerungen entwickelt haben, bildeten sich Hochmoortorfe über pleistozänen Geschiebelehmen der Grundmoräne. Auf den nährstoff- und basenverarmten Geschiebelehmen sorgen wasserstauende Schichten dafür, daß sich vorwiegend Torfmoose und Wollgras ansiedeln und kaum zersetzt werden. Größtenteils sind die Moore abgegraben bzw. bis 170 cm tiefgepflügt und der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt worden. Insbesondere bei ackerbaulicher Nutzung sind die ehemaligen Hochmoore etwa im Bereich des Weißen Venns intensiv dräniert. Niedermooere sind im Bereich des Kettbaches und des Heubaches bei Maria Veen und Hausdülmen anzutreffen. Ihre Torfmächtigkeit variiert zwischen 5 und 18 dm und setzt sich aus Schilftorf, Seggen- und Braunmoortorf und Bruchwaldtorf zusammen.

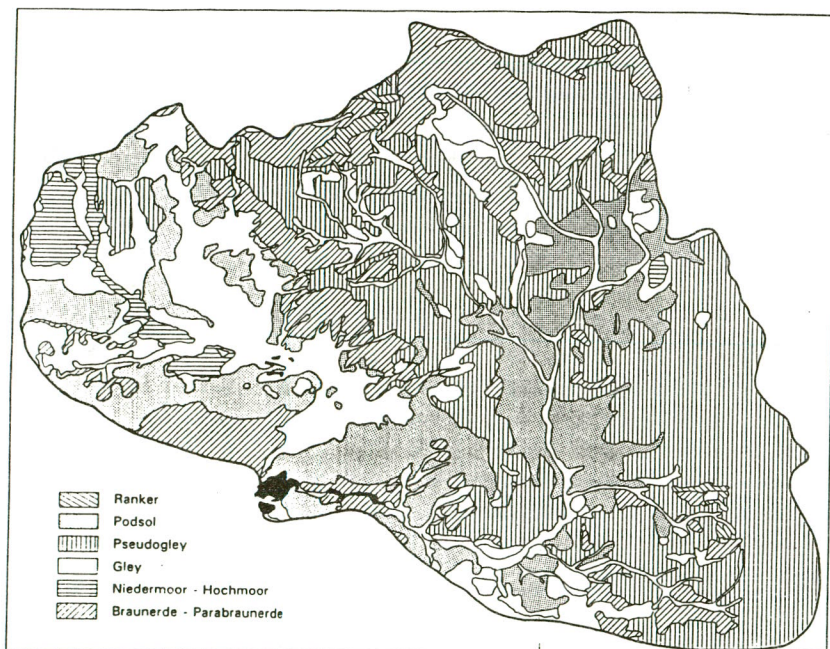


Abb. 2-5: Bodenbildungen im Einzugsgebiet Halterner Stausee; stark vereinfacht (Grundlage: GLA 1975a, 1984, 1987a)

Die Hochmoore befinden sich um die Ortschaft Hochmoor am westlichen Rand des Einzugsgebietes. Im nördlichen Einzugsgebiet der Stever treten im Bereich der Baumberge großflächig Parabraunerden, Pseudogley-Parabraunerden und Braunerden aus Löß auf. In der Regel handelt es sich um schluffige Lehm Böden, die z.T. auch aus umgelagertem Geschiebesand bestehen. In höheren

Lagen treten mehr Parabraunerden, teilweise auch Braunerden auf, in Talungen, Mulden und Hanglagen pseudovergleyte Parabraunerden. Die Böden neigen zur Erosion und bei Staunässeinfluß zur Verschlammung.

Im Bereich der Stever-Niederterrasse dominieren, entsprechend dem sandigen Ausgangssubstrat, wie im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches überwiegend Podsole, Gley-Podsole und Pseudogley-Podsole.

Den flächenmäßig größten Anteil stellen im Stever-Einzugsgebiet aber bei weitem die Pseudogley- und Braunerdepseudogley-Böden dar. Das geologische Ausgangsmaterial ist überwiegend Geschiebelehm, aber auch tonig verwitternde Oberkreide. Böden dieses Typus weisen eine deutliche Horizontdifferenzierung auf. Infolge von Tonverlagerung aus dem Al-Horizont (Ton-Verarmung) haben sich auf solchen Standorten Stauhorizonte (tonreiche Bt-Horizonte) ausgebildet. Im unteren Teil des Al- und im oberen Bt-Horizont treten Oxidations- und Reduktionsmerkmale auf, welche durch die Wechselfeuchte hervorgerufen werden.

Aufgrund des leicht bewegten Reliefs, das in den Baumbergen bis 8% Gefälle erreicht und im südlichen Teil des Einzugsgebietes zwischen 2-4% ausmacht, neigen diese leicht verschlammbaren Oberböden in Hanglagen zur Erosion. Infolge der Bewaldung der Plateaus und Höhenrücken sind aber nur in den bewirtschafteten Hanglagen die Voraussetzungen für namhafte Erosionsvorgänge gegeben.

Im Mühlenbachgebiet sind Erosionserscheinungen nur im Bereich der Hohen Mark um Lavesum und Lochtrup und stellenweise im Bereich der Dülmener Sandkalke, wo Parabraunerden und Pseudogleye aus Löß auftreten, zu erwarten. Die Erosionsgefährdung für Ackerstandorte im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern ist, wie bei HEMPEL (1954) beschrieben, auch für das Einzugsgebiet kartographisch im Maßstab 1:50000 erfaßt worden.

## **2.5 Anthropogene Nutzung im Einzugsgebiet**

Da für den Raum des Einzugsgebietes keine eigenen statistischen Erhebungen existieren, wird im folgenden auf die Statistik des Kreises Coesfeld zurückgegriffen, der die Fläche des Einzugsgebietes zu 77 % abdeckt und im Überhangbereich ähnlich strukturiert ist.

Im Kreis Coesfeld lebten 1984 ca. 175 000 Einwohner auf einer Fläche von 1108,48 km<sup>2</sup>, davon ca. 120 000 Menschen im Bereich des Talsperreneinzugsgebietes. Mit durchschnittlich 158 Einwohnern pro km<sup>2</sup> ist der Kreis relativ dünn besiedelt und kann als ländlich geprägter Raum angesehen werden. Die Fläche gliederte sich 1988 wie in Tab. 2-1 dargestellt auf.

Tab. 2-1: Flächennutzung im Landkreis Coesfeld; Quelle KATASTERAMT COESFELD (1989)

Landwirtschaftliche Nutzfläche	72,4 %
Wald	15,2 %
Höfe, Wege, Straßen, Plätze	10,4 %
sonstige Flächen	2,0 %
(Seen, Heide, Abbauland)	

### 2.5.1 Landwirtschaft

Die landwirtschaftliche Nutzfläche im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern nimmt ca. 64 000 ha ein (KRAUSE 1989). Die Abbildungen 2-6 und 2-7 zeigen die flächenhafte Verbreitung des Anbaues von Getreide bzw. Mais, wie sie sich nach einer Luftbefliegung vom 31.7.1989 darstellt. Als ackerbaulich genutzte Fläche (Getreide und Mais zusammen) ergab die Auswertung der Luftbildkartierung ein Gebiet von 443 km<sup>2</sup>. Das entspricht 50,3 % von der Gesamtfläche des

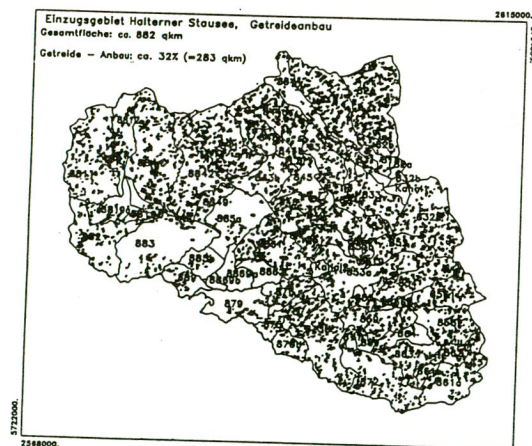


Abb. 2-6: Verbreitung der Getreideanbauflächen im Einzugsgebiet nach Luftbilddauswertung (Befliegungszeitpunkt: 31.7.1989)

Einzugsgebietes (880 km<sup>2</sup>). Von der Ackerbaufläche entfielen zu diesem Zeitpunkt 36,2 % auf die Mais- und 63,8 % auf die Getreideanbaufläche. Die Tabelle 2-2 gibt die Aufteilung für den Kreis Coesfeld und damit übertragen auch für das Einzugsgebiet wieder.

Tab. 2-2: Ackerbaufläche und Anteil der einzelnen Kulturen im Kreis Coesfeld; Quelle: LANDESAMT FÜR STATISTIK; LDS (1988a, 1988b)

Kultur	1983 (ha)	1987 (ha)	%- Anteil an der Ackerfläche
Ackerfläche	56104	58310	
Brotgetreide			
Weizen	10241	13402	23,0
Roggen	1544	1326	2,3
Futtergetreide			
Grün-u. Silomais	10039	10982	18,8
Körnermais	8000	9492	16,3
Gerste	20440	17795	30,5
Hafer	3565	2864	4,9
Sommermengengetreide	532	443	0,8
Hackfrüchte	556	461	0,8
übrige Kulturen		1516	2,6

Zusammen mit einer Intensivierung der Schweinehaltung war im Einzugsgebiet eine starke Zunahme des Maisanbaues zu verzeichnen. Das zeigt die Tabelle 2-2 auch noch für den Zeitraum 1983 bis 1987. Wie der Mais findet auch die Gerste zum weitaus überwiegenden Teil als reines Viehfutter Verwendung. Letzteres ist im Rahmen dieser Untersuchung festzuhalten, da ein hoher Anteil ( > 70 %) an Futtergetreide bei einem festen Viehbestand dafür sorgt, daß der Anbau nicht durch Marktmechanismen gesteuerten stärkeren jährlichen Schwankungen unterliegt. Die prozentuale Anbaufläche bleibt somit auf Teil-Einzugsgebietsebene der einzelnen Hauptvorfluter relativ konstant. Damit ist für den Einsatz von unterschiedlichen PSM-Wirkstoffen ein engerer Rahmen gesetzt. Die Reduzierung der Mittelvelfalt ist für diese Untersuchung von Vorteil, da somit eine Hochrechnung und Bilanzierung für einzelne Wirkstoffe oder Wirkstoffgruppen in gewissen Grenzen erst möglich wird.







## 2.5.2 Wasserwirtschaft

### 2.5.2.1 Wassergewinnung

Neben mehreren Wasserwerken mit einer reinen Grundwassergewinnung (z. B. Schapdetten, Havixbeck, Lette und Dülmen) entstammen im langjährigen Mittel 75 % des gewonnenen Trinkwassers im Wasserwerk Haltern der Grundwasseranreicherung aus der Talsperre Haltern. Die Abbildung 2-8 zeigt das Schema der Wassergewinnung. Der reine Grundwasseranteil von 27 Mio. m<sup>3</sup>/a entstammt den reinen Grundwasserwerken in der Haard und der Hohen Mark sowie dem natürlichen Grundwasserzustrom zu den Brunnen im Bereich der Versickerungsbecken (KÖTTER & SCHLETT 1989).

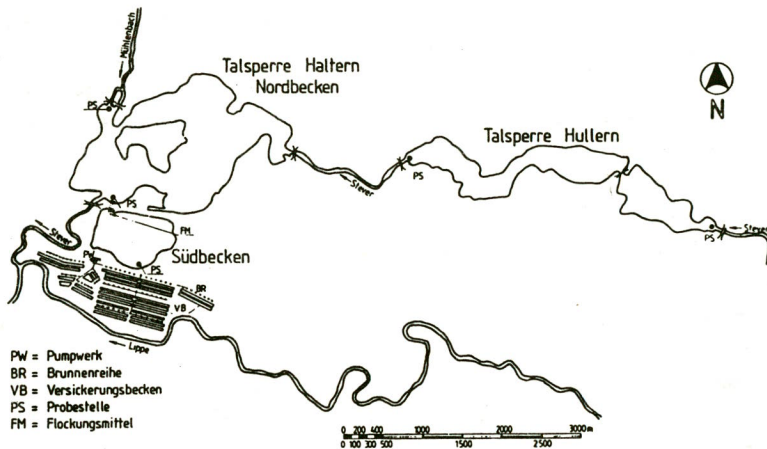


Abb. 2-8: Schema der Grundwasseranreicherung und Lage der Beprobungsstellen der GELSEN-WASSER AG; aus PÄTSCH (1986)

### 2.5.2.2 Eingriffe in den Wasserhaushalt

#### Stauhaltungen

Die Stever ist durch Wehre in verschiedene Stauhaltungsabschnitte unterteilt. Bei folgenden Ortschaften teilen wasserstandsabhängige, automatisch arbeitende Wehre die Stever in die nachstehenden Abschnitte auf:

- Steverquelle bis Kackesbeck
- Kackesbeck bis Lüdinghausen (Ostenstever, Alte Stever, Stever)
- Lüdinghausen bis Rechede
- Rechede bis Olfen
- Olfen bis Talsperre Haltern

### **Dränagen**

Einhergehend mit der starken ackerbaulichen Nutzung wurde, besonders im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren, eine intensive Dränierung im Einzugsgebiet vorgenommen. Die Dränagen sind großenteils in den 60er und 70er Jahren angelegt worden. Schätzungen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESTFALEN-LIPPE (KRAUSE 1988) gehen von bis zu 60-70 % der ackerbaulich genutzten Fläche aus. Genauere Aufzeichnungen über den Dränbestand liegen nur vereinzelt als Dränbestandspläne im Rahmen der Flurbereinigung vor. Großmaßstäbliche Karten sind meist nicht vollständig, da dort nur staatlich bezuschusste Dränagen verzeichnet sind. In Bereichen neuerer Flurbereinigungsverfahren werden durchaus Dränagedichten von mehr als 50 % der ackerbaulichen Nutzfläche in den Bestandsplänen erreicht (vgl. auch Kap. 5.2.1.1 u. 5.2.1.2). Sie stellen somit einen erheblichen, z.T. flächendeckenden Eingriff in den normalen Wasserhaushalt der zu betrachtenden Flächen bzw. Böden dar. Nicht erfaßt sind hierbei die rohrlosen Dränverfahren. Da die Art der Dränierung je nach Bodentyp bzw. Bodenart sehr unterschiedlich ausfällt, wird im folgenden kurz auf die wichtigsten Aspekte und Unterschiede eingegangen.

Das Wort Dränung ist nach COLLINS (1984) aus der englischen Bezeichnung "Drainage" entstanden, womit sowohl die Entwässerung des Bodens als auch die Wasserableitung in die Vorfluter gemeint ist. Die wesentlichen, im folgenden vorgestellten Grundlagen sind der DIN 1185, Blatt 1 entnommen, welche die "Regelung des Bodenwasserhaushaltes mit den Verfahren der Rohrdränung, rohrlosen Dränung und der Unterbodenmelioration" beschreibt.

Unterschieden werden aufgrund der pedo- und hydrogeologischen Voraussetzungen folgende drei Hauptgruppen der Vernässung des Bodens:

- grundwasservernässter Boden
- stauwasservernässter Boden
- haftnasser Boden
- Böden mit Verdichtungen und Verfestigungen

Von den im Einzugsgebiet vorkommenden Bodentypen gehören nach DVWK (1980) folgende Bodentypen zu den **grundwasservernässten** Böden:

- Gleye, Naßgleye, Anmoorgley, Moorgleye, Auengleye
- Moore mit hoher und mittlerer Wasserdurchlässigkeit der Torfe  
(bei geringer Durchlässigkeit tritt zunehmend Staunässeinfluß auf).

Grundwasserböden sind "Böden, die unter Grundwassereinfluß stehen" (AG BODENKUNDE 1982, S.156). Grundwasservernässte Mineralböden weisen typischerweise folgende Horizontabfolge auf (DVWK 1980):

- Ah humoser Mineralbodenhorizont; der Humusgehalt steigt bei gleicher Bodennutzung im allgemeinen mit zunehmender Vernässung (im Extremfall Anmoor- und Torfbildung).
- G durch Grundwassereinfluß geprägte Horizonte
- Go Oxidationshorizont eines Grundwasserbodens in vorherrschend oxidierendem Milieu; eisen- und manganfleckig, z.T. Konkretionen; Ausscheidung überwiegend auf Hohlraumwandungen. In der Regel mittlere bis hohe Wasserdurchlässigkeit (sonst SGo- oder PGo-Horizonte). Die Gesamtmächtigkeit entspricht im allgemeinen dem Spiegelschwankungsbereich des Grundwassers einschließlich des geschlossenen Kapillarraumes.
- Gr Reduktionshorizont eines Grundwasserbodens in ständig reduzierendem Milieu; grüngraue und blaugraue Farbe, keine Eisenflecken.  
Obergrenze in der Regel dem mittleren Grundwasserstand entsprechend.

Entscheidend für die Vernässung und für den Bedarf einer Dränung von Grundwasserböden ist der Gang des Grundwasserstandes im Zusammenhang mit den wichtigen Phasen der Vegetationsentwicklung.

Folgende im Einzugsgebiet vorkommende Böden weisen einen **Stauwassereinfluß** auf:

- Pseudogley
- Gley-Pseudogley, Podsol-Pseudogley, Parabraunerde-Pseudogley, Braunerde-Pseudogley

mit einer typischen Horizontabfolge:

- Ah humoser Mineralbodenhorizont; der Humusgehalt steigt bei gleicher Bodennutzung im allgemeinen mit zunehmender Vernässung (im Extremfall Anmoorbildung)
- Sw Stauwasserleiter (Stauzone);  
Horizonte mit mittlerer bis geringer Lagerungsdichte und mittlerer bis hoher Wasserdurch-

lässigkeit und Luftkapazität; durch seitlichen Transport und Wiederausfällung von Eisen- und Manganverbindungen meist Bleich- und Eisen- bzw. Manganfleckung (z.T. Konkretionen), bei starker Eisenabfuhr vorherrschend graue Farbe (Naßbleichung).

**Sd** Stauwassersohle (Staukörper);

Horizonte mit hoher bis mittlerer Lagerungsdichte sowie geringer Wasserdurchlässigkeit und Luftkapazität; vorherrschend grau und rostfarben marmoriert infolge örtlicher Lösung, Verlagerung und Wiederausfällung von Eisen- und Manganverbindungen, teilweise oder zeitweise infolge starker Reduktion auch grüngraue Farben, vorherrschend in Wurzelbahnen, gelegentlich auch im gesamten Horizont (Sdr-Horizont).

Der Stauந̈sseggrad dieser Bōden ist vor allem abhāngig von der Durchlässigkeit und der Māchtigkeit der Stauwassersohle (Sd-Horizont) und der Durchlässigkeit und Luftkapazität des Stauwasserleiters (Sw-Horizont), wie sie in Tabelle 2-3 wiedergegeben sind.

Tab. 2-3: Bodenphysikalische Kennwerte für Sd- und Sw-Horizonte von Stauwasserbōden, nach DVWK (1980)

	$k_r$ -Wert (cm/d)	Luftkapazität (Vol. %)
ausgeprāgte Sd-Horizonte	< 0,1	< 1
durchschnittliche Sd-Horizonte	0,1 - 1	1 - 3
Übergangshorizonte (für Sd)	1 - 10	3 - 7
Übergangshorizonte (für Sw)	10 - 40	3 - 7
durchschnittliche Sw-Horizonte	40 - 100	7 - 12
ausgeprāgte Sw-Horizonte	> 100	> 12

Der Luftkapazität der Bōden kommt für die vorliegende Fragestellung eine besondere Bedeutung zu, da sie den Anteil der "schnell drānenden Grobporen" vom "gesamten Porenvolumen" (GPV) reprāsentiert. Nach DVWK (1982, S.1) kann die Luftkapazität wie folgt charakterisiert werden: "Wenn ein Teil dieses Wassers in den schnell drānenden Grobporen (konventionell Äquivalentdurchmesser der Poren > 50  $\mu$ m) innerhalb kurzer Zeit (konventionell 2-3 Tage, s. DIN 19682/6) aus



einem natürlich gelagerten Boden abziehen kann (leicht bewegliches Sicker- und Grundwasser), werden diese Bodenporen mit Luft gefüllt". Nach AG BODENKUNDE (1982, S.151) stellt dieser Porenraum "gleichzeitig die Speicherkapazität für Grund- und Stauwasser dar und bedingt Amplitude und Geschwindigkeit von Wasserstandsänderungen".

Die zurückbleibende Wassermenge wird als "Feldkapazität" (FK) bezeichnet. Die hierbei mit Wasser gefüllten Poren haben in der Regel einen Äquivalentdurchmesser von  $< 50 \mu\text{m}$ , in denen das Wasser mit einer Saugspannung  $> 1,8 \text{ pF}$  (Saugspannung in  $\text{lg mbar} = \text{lg cm Wassersäule}$ ) festgehalten wird. Zwischen  $\text{pF} > 1,8$  und  $\text{pF} > 2,5$  liegt der Bereich der "langsam dränenden Grobporen" ( $50 \text{ bis } 10 \mu\text{m}$ ). Einschließlich des sich daran anschließenden Bereiches der "Mittelporen" (Äquivalentdurchmesser  $10 \text{ bis } 0,2 \mu\text{m}$ ,  $\text{pF} < 4,2$ ) umfassen diese Poren- und Saugspannungsbereiche den Teil des im Boden pflanzenverfügbaren Wassers (Nutzbare Feldkapazität =  $n_{\text{FK}}$ ). Das darüber hinaus im Boden gebundene "Totwasser" ist für die meisten Pflanzen nicht mehr nutzbar.

**Haftnässeböden**, die aufgrund geringer Wasserleitfähigkeiten und Luftkapazitäten zusammen mit einem hohen Schluffanteil das Wasser vornehmlich in kapillaren Poren gebunden haben, sind im Einzugsgebiet nicht als eigene Bodenart auskartiert worden. Da sie nur untergeordnet vertreten sind, wird auf diese nicht weiter eingegangen.

Als zusätzliche Gruppe werden nach DVWK (1980) noch recht unterschiedliche Böden zusammengefaßt, die Verdichtungen oder Verfestigungen im Untergrund ausweisen. Neben Böden mit hohem Tongehalt und hoher Lagerungsdichte ohne Stauwassereinfluß im Bereich von Kuppen und Oberhanglagen sowie Podsolböden mit z.B. Ortsteinbildung sind hier insbesondere **Böden mit mechanisch verdichtetem Unterboden** zu nennen. Aufgrund der intensiven Bewirtschaftung mit schwerem landwirtschaftlichen Gerät im feuchten Zustand sind, wie auch die untersuchten Profile zeigen, ein Großteil der landwirtschaftlich genutzten "schweren" Böden zumeist in einer Tiefe unterhalb des Bearbeitungshorizontes hiervon betroffen. Hinzu können Verdichtungen kommen, die kurz unterhalb der Pflugsohle (Böden mit "Pflugsohlen") beim Pflügen entstehen.

Entsprechend der Ursache der Vernässung sind verschiedene agrikulturtechnische Maßnahmen angebracht, um dieses für die Bewirtschaftung schädliche Überschußwasser dem Boden möglichst rasch zu entziehen. Ziel dieser Maßnahmen können je nach Ursache eine bessere Bearbeitungsfähigkeit und freiere Wahl des Bearbeitungszeitpunktes, eine bessere Durchlüftung und Nährstoffausnutzung sowie Verringerung der Bodenpressung sein. An Dräntechniken unterscheidet man nach DIN 1185, Teil 1 (1973) die drei Hauptgruppen Rohrdränung, rohrlose Dränung sowie die Unterbodenmelioration (Tieflockern, Tiefpflügen).



Da in den vier Detailuntersuchungsgebieten sowie generell im Einzugsgebiet Halterner Stausee alle Dräntechniken im großen Umfang angewendet werden, wird auf die wichtigsten Kriterien der jeweiligen Verfahren für die vorliegende Fragestellung bei der Vorstellung der Dränung in den vier Testgebieten (Kap. 5.2.1) eingegangen.

### **3. Einsatz und Mobilität von Pflanzenschutzmitteln sowie deren wasserwirtschaftliche Bedeutung im Einzugsgebiet**

Pflanzenschutzmittel (PSM) unterteilen sich der Biologischen Bundesanstalt folgend (BBA 1991) in:

- Herbizide (Mittel gegen Unkräuter)
- Fungizide (Mittel gegen Pilzkrankheiten)
- Insektizide (Mittel gegen Schadinsekten)
- Akarizide (Mittel gegen Spinnmilben)
- Nematizide (Mittel gegen Nematoden)
- Molluskizide (Mittel gegen Nacktschnecken)
- Rodentizide (Mittel gegen Nagetiere)

Ihre Anwendung ist geregelt im § 6 des Pflanzenschutzgesetzes (PFLSCHG 1986). Nach Abs. 1 dürfen Pflanzenschutzmittel nur nach guter fachlicher Praxis angewandt werden. Zur guten fachlichen Praxis gehört, daß die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes berücksichtigt werden. Nach Abs. 2 dürfen sie auf Freiflächen nur angewendet werden, soweit diese landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzt werden. Sie dürfen jedoch nicht in oder unmittelbar an oberirdischen Gewässern und Küstengewässern angewandt werden. Die Belange des Gewässerschutzes sind insbesondere auch in den § 19 und 22 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG 1986) berücksichtigt. § 19, Abs. 3 sieht die Ausweisung von Wasserschutzgebieten vor, um das schädliche Abfließen von Niederschlagswasser sowie das Abschwemmen und den Eintrag von Bodenbestandteilen, Dünge- oder Pflanzenbehandlungsmitteln in Gewässer zu verhüten. In Abs.1.2 ist (soweit es das Wohl der Allgemeinheit erfordert) bei der Ausweisung von Wasserschutzgebieten auch als Extrapunkt die Grundwasseranreicherung miteinbezogen worden. § 22 regelt die Haftung für eine Änderung der Beschaffenheit des Wassers.

Die sachgerechte Anwendung, die Anforderungen an ein PSM-Mittel und Anwendungsbeschränkungen für den Einsatz von PSM sind ferner geregelt in der Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung (PFLSCHSACHKV 1987), in der Pflanzenschutzmittelverordnung (PFLSCHMITTELV 1987) bzw. in der Pflanzenschutzanwendungsverordnung (PFLSCHANWENDV 1988).

#### **3.1 Abbau, Bindung und generelle Beurteilung der Mobilität von Pflanzenschutzmitteln im Boden**

Alle Pflanzenschutzmittelwirkstoffe durchlaufen vor der Zulassung ein Prüfungsverfahren, an der in der Bundesrepublik unter der Federführung der Biologischen Bundesanstalt das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesgesundheitsamt (BGA) beteiligt sind. Bei der Entwicklung und der Untersuchung von PSM werden neben den physikalisch-chemischen Stoffdaten insbesondere Kenndaten zum Abbau, zur Sorption und Mobilität in standardisierten Böden erhoben (RICHTLINIEN

FÜR DIE AMTLICHE PRÜFUNG VON PFLANZENSCHUTZMITTELN, TEIL IV 1986). Da die geforderten Kenngrößen die Grundlage zur Einschätzung des Verhaltens eines PSM-Wirkstoffes in der Umwelt darstellen, wird im folgenden auf die generellen Abbau- und Bindungswege eines Wirkstoffes im Boden und auf die Nomenklatur zur deren Charakterisierung eingegangen.

#### Abbau von Pflanzenschutzmitteln im Boden

Ein wichtiger, rein chemischer Abbauweg für organische Stoffe ist die saure oder basische Hydrolyse. Daneben kann auf der Bodenoberfläche und in den obersten Zentimetern der Bodenschicht der Abbau auch durch Photolyse ausgelöst bzw. unterstützt werden.

In der Regel ist bei Pflanzenschutzmitteln aber der mikrobielle Abbau von weitaus größerer Bedeutung als der rein chemische. Ein entscheidendes Kriterium für die Bewertung eines Pflanzenschutzmittels ist seine Abbaugeschwindigkeit bzw. dessen Persistenz. Diese wurde früher meist durch die Angabe der Halbwertszeit in Form von  $t_{1/2}$  bzw. des  $DT_{50}$ -Wertes charakterisiert. Da jedoch festgestellt wurde, daß beim Abbau von vielen Substanzen nach einer beschleunigten Anfangsphase eine langsamere Phase folgt, die bei einigen Substanzen einem Plateauwert zustrebt, wird heute zusätzlich der  $DT_{90}$ -Wert gefordert, der also den Zeitraum umfaßt, bei dem weniger als 10 % der Ausgangskonzentration eines PSM im Boden vorliegen. Auch der umgekehrte Fall, daß also nach einer anfänglichen "lag-Phase" ein verstärkter Abbau eintritt, ist anzutreffen. Das Auftreten einer "lag-Phase" ist meist davon abhängig, ob es sich um einen metabolischen oder rein cometabolischen Abbau handelt (HERZEL 1987). In Abhängigkeit von der Abbaukinetik werden folgende Gleichungen für die Beschreibung unterschiedlicher Abbauverläufe angewendet:

#### Reaktion erster Ordnung

(HURLE 1982)

$$C_t = C_0 * e^{-\lambda t}$$

#### Abbau mit Initialphase

(HURLE 1973)

$$C_t = C_0 * e^{-\lambda(t-t_0)}$$

#### Abbau höherer Ordnung (HAMAKER 1972)

$$C_t = (C_0^{(1-n)} + (n-1) * \lambda * t)^{1/(1-n)}$$

$C_t$  = Konzentration zur Zeit  $t$

$C_0$  = Ausgangskonzentration

$\lambda$  = Abbaukonstante

$t_0$  = Dauer der Initialphase

$n$  = auftretende Ordnung der Reaktion

Während die Abbaukonstante bei Radionukleiden eine feste Größe ist, weist sie bei PSM aufgrund unterschiedlicher Randbedingungen (Wassergehalt, Temperatur, pH-Wert, Licht etc.) einen großen Schwankungsbereich auf. In der Regel verlaufen Abbauprozesse bei höherer Temperatur aufgrund erhöhter mikrobieller Aktivität beschleunigt ab. Ebenso nimmt die Abbaurate organischer Substanzen in Böden mit steigenden Wassergehalten bis zur Feldkapazität zu (HURLE 1982, MATTHESS et al. 1985).

Hinter der Angabe von " $t_{1/2}$ " oder "Disiprance-time ( $DT_{50}$ )" verbergen sich neben dem in der Regel mengenmäßig dominierenden Abbau von PSM weitere Prozesse, wie z.B. die Verflüchtigung eines Wirkstoffes, die nicht oder nur teilweise reversible Bindung sowie zum geringeren Teil die Verlagerung eines Wirkstoffes in tiefere Bodenschichten. Zur Klärung der Größenordnung von Verflüchtigung, Abbau, Bindung und Auswaschung und zur Identifikation von Metaboliten werden im Rahmen der Zulassungsverfahren Wirkstoffe mit radioaktiv markierten Molekülen eingesetzt (oft  $C^{14}$ ), die zusammen mit chemisch-analytischen Verfahren eine Identifizierung der Abbauege und eine Gesamtbilanzierung der Teilkomponenten über einen gewissen Zeitraum erlauben (FÜHR et al. 1985).

#### **Adsorption und Retardation von Pflanzenschutzmitteln**

Neben der Abbaugeschwindigkeit ist die Adsorption die zweite entscheidende Größe für die Beurteilung einer Umweltchemikalie im System Wasser/Boden. In der Thermodynamik wird als Adsorption eine phasenübergreifende Wechselwirkung bezeichnet, deren Resultat eine Gleichgewichtseinstellung eines Stoffes zwischen zwei Phasen ist.

Als Adsorptionsmechanismen, die sich überlagern und damit starken Wechselwirkungen unterliegen, kommen überwiegend in Frage:

- Kationen- und Anionenaustauschvorgänge (Einbau in organische Substanz und/oder Tonmineralien)
- Dipol-Wechselwirkungen aufgrund z.B. funktioneller Carboxyl-, Hydroxyl- und Aminogruppen
- Hydrophobe Bindungen unpolarer Substanzen
- Bindung durch VAN DER WAALS-Kräfte
- Bindung durch Ladungsübertragung

Diese Adsorptionsmechanismen sind zum großen Teil reversibel. Insbesondere die Fragestellung der Reversibilität von "Bound residues" (Rückstände, die durch radioaktiv markiertes Material angezeigt, aber nicht mehr eluierbar und damit mit chemisch-analytischen Methoden nicht mehr erfaßbar sind) ist ein noch mit großen Fragezeichen versehener Bereich der PSM-Forschung (vgl. FÜHR et al. 1989).

Ein Maß für die Summe der Bindungsfähigkeiten eines Stoffes im System zwischen Boden und wäßriger Phase stellt der K-Wert dar, ohne allerdings die Art der Bindung zu berücksichtigen. Dieser ergibt sich aus der empirisch gefundenen FREUNDLICH-Isothermen, die in ihrem linearen Teil ( $1/n = 1$ ) der HENRYschen Adsorptionsisothermen entspricht; daher ist der K-Wert (oder  $K_F$ -Wert nach FREUNDLICH) bei sehr kleinen Konzentrationen identisch mit dem  $K_D$ -Wert (MATTHESS et al. 1985).

$$\frac{x}{m} = K C^{\frac{1}{n}} \quad \text{bzw.} \quad \lg \frac{x}{m} = \lg K + \frac{1}{n} \lg C$$

$x$  = Menge Adsorpt     $m$  = Menge Adsorbens     $K$  = Gleichgewichtskonstante  
 $C$  = Gleichgewichtskonzentration der Meßlösung     $n$  = Materialkonstante

FREUNDLICH-Isotherme; nach ZIECHMANN & MÜLLER-WEGENER (1990)

Bei der Gleichgewichtseinstellung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in der Bodenlösung und im Boden wird der K-Wert zum standardisierten Vergleich oft auf die organische Masse bezogen und als  $K_{OM}$  bzw.  $K_{OC}$  (bezogen auf organischen Kohlenstoff) angegeben. Innerhalb von Substanzklassen steht dieser Wert oft in Übereinstimmung mit der Abstufung nach den  $R_f$ -Werten der Bodenchromatographie (HELLING 1970). Ebenfalls zur Einstufung des "leach"-Verhaltens einer Substanz werden Versuche mit Standardböden in Kleinsäulen durchgeführt, deren Ablauf auf die Wirkstoffe untersucht werden (HERZEL & SCHMIDT 1979). Diese genormten Versuche sollen vor allem auch im Vergleich zu anderen PSM-Wirkstoffen, deren Verhalten in der Umwelt bekannt ist, eine Einstufung einer neuen Substanz erlauben.

#### **Abschätzung der Mobilität eines Wirkstoffes und die daraus resultierenden Schutzauflagen für Gewässer**

Die Kriterien des Umweltbundesamtes für eine Ersteinstufung eines möglicherweise zum "leaching" neigenden Pflanzenschutzmittelwirkstoffes sind nach HERTEL (1989) folgende:

- Wasserlöslichkeit > 30 mg/l
- Adsorptionskonstante  $K_{OC} < 500$  bzw.
- Adsorptionskoeffizient  $K_F < 10$
- Eluat aus Bodensäulen mit sandigem Lehm > 10 % des aufgegebenen Wirkstoffes (BBA /Merkbl.37)

und



- aerober Metabolismus Boden  $t_{1/2} > 3$  Wochen
- anaerober Metabolismus Boden  $t_{1/2} > 3$  Wochen
- Dissipation  $t_{1/2} > 3$  Wochen
- Hydrolyse  $t_{1/2} > 6$  Monate
- Photolyse  $t_{1/2} > 3$  Tage

und

- Hohe Aufwandmengen oder/und häufige Applikation des Wirkstoffes

oder

- Wirkstoff wurde an mindestens zwei hydrogeologisch unterschiedlichen Standorten im Grundwasser  $> 0,1 \mu\text{g/l}$  gefunden

Dieser für eine Abschätzung der Grundwassergefährdung entwickelte Kriterienkatalog kennzeichnet alle wesentlichen Stoff- und Bezugsgrößen für den Abbau und die Wechselwirkung der PSM mit dem Boden. Die o.g. Kriterien sind damit auch für die Gefährdung der Oberflächengewässer von wesentlicher Bedeutung. Der letzte Punkt im Einstufungskatalog zeigt allerdings, daß zumindest in der Vergangenheit die, mittlerweile allerdings verschärften, Überprüfungen der Wirkstoffe für einen präventiven Grundwasserschutz nicht immer ausreichend waren. In dem Zusammenhang stellt sich auch im Rahmen dieser Arbeit die Frage, inwieweit die Stoffkonstanten, oder die als solche bezeichneten (z.B.  $K_{oc}$ ), die ausschlaggebenden Kriterien für eine Gewässergefährdung darstellen, oder ob standortspezifische Faktoren sie stark modifizieren bzw. umgehen. Das gilt um so mehr für den Schutz von Oberflächengewässern, da hier zum Teil andere Faktoren die für den Grundwasserschutz geltenden Kriterien überlagern bzw. außer Kraft setzen können.

So zeigen zahlreiche Arbeiten, die das Austragsgeschehen von PSM mit dem "runoff" zum Inhalt haben, daß hier zusätzliche Standortfaktoren (Witterung, Erosionsgefährdung des Schlages) eine wesentliche Rolle spielen. Eine Literatursauswertung findet sich bei WAUCHOPE (1978) und eine Literaturübersicht bei BAIER et al. (1985). Diese fast ausschließlich aus dem angloamerikanischen Raum stammenden Studien sind allerdings aufgrund unterschiedlicher klimatischer Faktoren nicht ohne weiteres auf die vorliegenden Verhältnisse übertragbar. (vgl. Kap. 5.2.4.3). Im Rahmen der Zulassung der Handelspräparate werden die Belange der Oberflächengewässer durch Auflagen geregelt. Es sind dieses vor allem die W1-, W2- und W3-Auflage eines Mittels, die die eingeschränkte Anwendung bzw. ein Verbot der Anwendung in festgelegten Wasserschutzgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen und Trinkwassertalsperren reglementieren. Da das Einzugsgebiet der Talsperre Haltern nicht als Ganzes, sondern nur im Randbereich des Stausees als Wasserschutzgebiet ausgewiesen ist, gilt neben der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (Verbot: Atrazin und Simazin) für die überwiegende Zahl der Handelspräparate (nach BBA 1991) der anderen vier untersuchten Wirkstoffe (Terbuthylazin, Chlortoluron, Isoproturon und Methabenzthiazuron) nur die

W630-Auflage. Diese ist wie folgt definiert:

"Keine Anwendung auf Flächen, von denen die Gefahr einer Abschwemmung in Gewässer - insbesondere durch Regen oder Bewässerung - gegeben ist. In jedem Fall ist ein Mindestabstand von 10 m einzuhalten." Die Auflagen beziehen sich auf Gewässer. Die Applikation in der Nähe von nur zeitweise wasserführenden Gräben oder kleinen Bächen ist hierbei nicht geregelt bzw. sie ist umstritten. Ebenso werden die Entfernungsangaben der W-Auflagen verschieden ausgelegt: 10 m ab Vorflutermitte oder 10 m ab Böschungskante ?. In der Praxis wird die Behandlung in der Regel bis dicht an die Feldgrenze durchgeführt, da hier der Unkrautdruck oft am größten ist. Erkennbar ist dieses auch flächenhaft, da der Unkrautbesatz bei erfolgreicher Bekämpfung sich zumeist nicht vom Rest der Fläche unterscheidet. Aufgrund häufig fehlender Uferrandstreifen im Einzugsgebiet ist diese Grenze oft auch nahezu identisch mit der Böschungsoberkante der Gräben oder kleineren Vorfluter.

### 3.2 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Einzugsgebiet

Neben den stoffspezifischen Eigenschaften eines PSM-Wirkstoffes in Abhängigkeit vom Standort ist für die Beurteilung eines flächenhaften Kontaminationsrisikos auch die Kenntnis der absoluten Aufwandmengen von Relevanz. Nach statistischen Erhebungen von HILDEBRANDT et al. (1986), der eine Einteilung nach Kreisgrenzen für die PSM-Anwendungsmenge und -häufigkeit durchführte, wurde für den Kreis Coesfeld exemplarisch für Winterweizen eine Behandlungshäufigkeit mit PSM von 3-4 mal pro Jahr mit durchschnittlichen 6,0 - 7,5 l/ha abgeschätzt. Die Herbizide stellen nach HILDEBRANDT et al. (1986) bundesweit dabei mit 58 % der durchschnittlichen Behandlungshäufigkeit aller Feldfrüchte und 80,9 % der Aufwandmenge der Wirkstoffe den mit Abstand dominierenden Anteil unter den Pflanzenschutzmitteln dar.

Im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern waren nach Angaben der Pflanzenschutzberater der Landwirtschaftskammer Münster, Außenstelle Coesfeld (HOLLING 1988), nach der absoluten Aufwandmenge im Einzugsgebiet die in der Tabelle 3-1 genannten Wirkstoffe von Bedeutung. Nachdem bereits kurzzeitig für ca. 1 Monat im Frühjahr 1987 ein Atrazinanwendungsverbot für das Einzugsgebiet ausgesprochen worden war, wurde die Anwendung dieses Wirkstoffes endgültig durch die Aufnahme in die Anlage 3B der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung vom 27. Juli 1988 untersagt. In großem Umfang ist Atrazin somit letztmalig im Mai 1988 im Einzugsgebiet eingesetzt worden. Gegenüber Atrazin kommt seitdem vor allem Terbutylazin zum Einsatz. Gleichzeitig mit aufgenommen in die Anlage 3B wurde auch Simazin, das somit ebenfalls nicht mehr angewendet werden darf. Linuron und Ioxynil sind nach BBA (1991) ebenfalls nicht mehr im Vertrieb.

Die Ermittlung von absoluten Aufwandmengen in einer Region ist in der Regel nicht exakt durchführbar. Zum einen sind Zahlen über Absatzmengen etwa in Raiffeisengenossenschaften schwer zugänglich, zum anderen werden von den Landwirten auch Mittel von außerhalb des jeweiligen Markteinzugsgebietes der jeweiligen Genossenschaft bezogen. Benötigt man ferner nicht nur langfristige Aufwandmengen, kommt hinzu, daß der jeweilige Einsatz der Mittel von Spritzsaison zu Spritzsaison, abhängig von einer Vielzahl von Faktoren, sehr unterschiedlich sein kann.

Tab. 3-1: Aufwandmengen und Anwendungszeitpunkte der wichtigsten Herbizidwirkstoffe im Einzugsgebiet

Stoffgruppe / Wirkstoff	Kultur	<sup>1</sup> Anwendungszeitpunkt	<sup>2</sup> Aufwandmenge (kg/ha) nach BBA (1991)
<b>s-Triazine</b>			
Atrazin	Mais	NAF	[ 1,0 - (8,0) ]
Terbuthylazin	Mais	NAF	0,8 - 1,0
Simazin	Mais + Baumschulen	NAF	[ 1,5 ]
<b>Phenylharnstoffe</b>			
Chlortoluron	Wintergerste,-weizen	VA, NAH,	1,5 - 3,0
Isoproturon	Winterroggen,-gerste,-weizen	NAH,NAF	1,0 - 2,5
	Sommergerste,-weizen		
Linuron	Kartoffeln, Ackerbohnen	VAH	[ 0,6 ]
Diuron	Gleisanlagen, Nichtkulturland	Frühjahr, Sommer	5,6 - 8,0
<b>Harnstoffe</b>			
Methabenzthiazuron	Wintergetreide	VAH	1,4 - 3,5
<b>Dinitroaniline</b>			
Trifluralin	Winterweizen,-gerste	VAH	1,2
Pendimethalin	Wintergetreide, Mais	VAH, NAH (Mais VA)	1,0 - 2,0
<b>Phenoxyalkancarbonsäuren</b>			
2,4 D	Winter-, Sommergetreide	NAF	0,8
Dichlorprop	Winter-, Sommergetreide	NAF	1,5 - 2,4
MCPA	Winter-, Sommergetreide	NAF	0,8 - 1,0
Mecoprop	Winter-, Sommergetreide	NAF	1,2 - 2,2
<b>Nitrile</b>			
loxynil	Wintergerste, Winterweizen	NAF	
Bromoxynil	Mais, Sommer-, Wintergetreide		0,3 0,5

<sup>1</sup> überwiegender Einsatzzeitpunkt im Einzugsgebiet; (VA = Voraufbau, NA = Nachaufbau, H = Herbst, F = Frühjahr)

<sup>2</sup> (BBA 1986) ehemalige Anwendungsmenge (Wirkstoffe nicht mehr zugelassen); 8 kg/ha Atrazin nur als Ausnahme bei der Queckenbekämpfung; die angegebene Bandbreite der empfohlenen Aufwandmenge, errechnet aus Wirkstoffgehalt und empfohlener Anwendungsmenge, ist abhängig von der Bodenart und dem jeweiligen Bekämpfungszweck.

Die Hochrechnung oder Abschätzung von absoluten Aufwandmengen erfolgte deswegen durch die Pflanzenschutzberater, die über die durchschnittliche Anwendung in den einzelnen Kulturen und Regionen den besten Überblick haben bzw. die Anwendung durch ihre Beratung selbst gesteuert haben. Über den durchschnittlichen Einsatz pro Hektar, die relative Behandlungshäufigkeit und den flächenmäßigen Anteil der Kulturen nach der Auswertung der Luftbildaufnahmen vom 31.7.1989 kann dann auf die absolute Aufwandmenge des jeweiligen Mittels geschlossen bzw. hochgerechnet werden. Dieses ist für die am Anfang im Einzugsgebiet stark dominierenden Wirkstoffe Atrazin und Chlortoluron für das Jahr 1988 wie folgt durchgeführt worden:

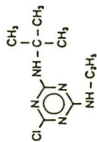
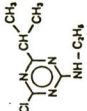

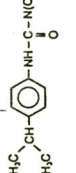

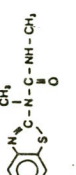
Für die "leichteren" Böden im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches wurde von einer entsprechend dem PSM-Verzeichnis (BBA 1986) geringeren Aufwandmenge von durchschnittlich 2,0 kg/ha für Chlortoluron ausgegangen. Für die generell "schwereren" Böden im Stevereinzugsgebiet liegt der Berechnung eine Anwendungsmenge von 2,6 kg/ha zugrunde. Für beide Einzugsgebiete wurde nach Abschätzung der Landwirtschaftberater eine durchschnittliche Behandlungshäufigkeit von 60 % der Getreideflächen mit diesem Wirkstoff angenommen. Für Atrazin wurde eine durchschnittliche Aufwandmenge von 1,5 kg/ha und eine Behandlungshäufigkeit von 85 % zugrunde gelegt. Andere Wirkstoffe sind aufgrund der deutlich höheren Kosten zum damaligen Zeitpunkt im Mais kaum eingesetzt worden. Bezogen auf die nach der Befliegung vom Juli 1989 ermittelten Flächen für Getreide - und übertragen auch auf das Vorjahr für die Maisflächen - ergeben sich folgende überschlägige Aufwandmengen:

Tab. 3-2: Abschätzung der absoluten Aufwandmengen von Atrazin im Mais (Frühjahr 1988) und von Chlortoluron im Getreide (Herbst 1988)

Einzugsgebiet	Anbaufläche Mais	Anbaufläche Getreide	Atrazin	Chlortoluron
	(km <sup>2</sup> )	(km <sup>2</sup> )	(kg)	(kg)
Halterner Mühlenbach	51,24	71,93	6533	8632
Steuer	107,90	210,03	13757	32764
Halterner Stausee			20290	41396

\* nach Luftbildbefliegung vom 31.7.1989 übertragen auf das Vorjahr

Die spätere Befragung (Kap. 5.2.2) in kleinen Teil-Einzugsgebieten ergab im Mittel etwa 20 % geringere Aufwandmengen für Atrazin und für Chlortoluron auf den "schweren" Böden.

	Atrazin	Simazin	Terbuthylazin	Isoproturon	Chlortoluron	Mathabenzthiazuron
Chemische Bezeichnung:	2-Chlor-4-ethylamino-6-isopropylamino-s-triazin	4,6-Bis(ethylamino)-2-chlor-s-triazin	4-tert-Butylamino-2-chlor-6-ethylamino-s-triazin	N-(4-Isopropylphenyl)-N',N'-dimethylarnstoff	3-(3-Chlor-4-methylphenyl)-1,1-dimethylarnstoff	1-Benzothiazol-2-yl-1,3-dimethylarnstoff
Strukturformel:						
Dampfdruck bei 20 °C (hPa):	$4,0 \cdot 10^{-7}$	$8,1 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$< 1 \text{ hPa}$	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$5,9 \cdot 10^{-8}$
Löslichkeit Wasser (20 °C): (mg/l)	33	5	8,5	65,0	70,0	59
Verteilungskoeffizient (n-Octanol/Wasser (log Po/w))	2,34	1,96	3,04	ca. 2,5	2,29	2,64

Tab. 3-3: Strukturformeln und physikalisch-chemische Daten der untersuchten Wirkstoffe



### 3.3 Auswahl der relevanten Herbizide für die Untersuchung

Auf Grund der z.T. sehr hohen und lang anhaltenden Befunde von Herbiziden im Rohwasser des Wasserwerkes Haltern (KÖTTER & SCHLETT 1989) in Verbindung mit den hohen im Einzugsgebiet eingesetzten Wirkstoffmengen und der daran gekoppelten wirtschaftlichen Bedeutung für Land- und Wasserwirtschaft sollte den Eintragspfaden der relevanten Wirkstoffe in die Vorfluter nachgegangen werden.

Zum einen wurden hierfür die Wirkstoffe ausgewählt, die über einen längeren Zeitraum mit deutlich positivem Befund im Rohwasser auftraten und eine hohe Aufwandmenge und eine dementsprechende land- und wasserwirtschaftliche Bedeutung im Einzugsgebiet haben.

Zum anderen waren es Wirkstoffe, die die früher im großen Umfang eingesetzten Wirkstoffe in absehbarer Zukunft aufgrund vermutlich besserer Eigenschaften ersetzen sollten. Es waren dies Atrazin, Simazin und als Ersatzstoff für Atrazin das Terbutylazin sowie Chlortoluron und das als Ersatzstoff im Einzugsgebiet propagierte Isoproturon. Zum Teil wurde im Rahmen der Untersuchung auch Methabenzthiazuron mitbetrachtet. Eine Ausnahme stellte Pendimethalin dar, das aufgrund seiner ebenfalls hohen Aufwandmengen im Einzugsgebiet potentiell für eine Gefährdung in Frage kommt, das aber aufgrund seiner geringen Löslichkeit ( $< 0,3 \text{ mg/l}$ ) als nur sehr gering mobil eingestuft werden kann. Nicht betrachtet wurde auch Diuron, da es nach BBA (1991) fast ausschließlich auf weitgehend versiegelten Flächen und im Bereich der Bundesbahn als Totalherbizid eingesetzt wird. Da auf diesem Nichtkulturland unterschiedliche Bodeneigenschaften und der Bodenwasserhaushalt nur eine untergeordnete bis keine Rolle spielen und somit unterschiedliches Auswaschungsverhalten des gleichen Wirkstoffes im wesentlichen nicht durch naturräumliche Voraussetzungen beeinflusst wird, wurde Diuron nicht mit in diese Untersuchung einbezogen.

Die Tabelle 3-3 zeigt die Strukturformeln und die chemisch-physikalischen Daten der untersuchten Wirkstoffe. Mitbetrachtet wurden bei der Untersuchung Desethylatrazin und Desethylterbutylazin. Diese beiden Metaboliten entstehen bei dem biogenen Abbau von Atrazin bzw. Terbutylazin in analoger Weise durch Abspaltung einer Seitengruppe (N-Dealkylierung). Das Hauptabbauprodukt von Atrazin im Boden stellt jedoch das analytisch schwer erfaßbare, weniger mobile und persistenter Hydroxyatrazin dar (KHAN & SAIDEK 1981, CAPRIEL & HAISCH 1983).

### 3.4 Eigenschaften der ausgewählten Herbizide für die Untersuchung

#### 3.4.1 Atrazin und Simazin

Die Herbizide Atrazin und Simazin sind zur Gruppe der s-Triazine zu rechnen. Atrazin kann als Boden- und Blattherbizid im Vor- und Nachauflauf, Simazin als Voraufherbizid eingesetzt werden. Beide Herbizide wurden in der Bundesrepublik Deutschland häufig und in großen Mengen angewendet.

#### Abbau

Die Umwandlung der Triazine in Böden erfolgt chemisch und/oder über mikrobiellen Abbau. Die wichtigsten Abbaureaktionen sind:

- Hydrolyse des Chloratoms
- Dealkylierung der Aminogruppen
- Dealkylierung der Hydroxygruppen
- Desaminierung des Triazinrings
- Ringspaltung.

KAUFMAN & KEARNEY 1970 beschrieben in einer umfassenden Literaturstudie den mikrobiellen Abbau von s-Triazinen. Zahlreiche Bakterien und Pilze, für Simazin auch Actinomyceten, waren an der Umwandlung beteiligt. Je nach Abbaupfad änderte sich der Einfluß der entsprechenden Mikroorganismen. Am meisten griffen sie in die Dealkylierung und die Desaminierung ein. Die Hydrolyse wurde bisher nur in einem Beispiel als mikrobiell beeinflußt beschrieben. Atrazin wurde sehr schnell durch den Pilz *Fusarium roseum* abgebaut. Der Triazinring scheint gegenüber dem mikrobiellen Abbau relativ stabil zu sein.

In Kulturversuchen wurde gezeigt, daß neben anderen Mikroorganismen vor allem der Bodenpilz *Aspergillus fumigatus* Simazin abbauen kann (KAUFMAN et al. 1965). Der Abbau wurde in Anwesenheit weiterer, für den Pilz nutzbarer Kohlenstoff- und Stickstoffquellen begünstigt. Als Mechanismen wurden Dealkylierung und Desaminierung der Seitenketten erkannt. Hydroxysimazin wurde nicht gebildet. Ein Biotest mit Haferpflanzen zeigte, daß der Abbau innerhalb von 12 Tagen fast vollständig zu weniger phytotoxischen Substanzen erfolgte.

In der zusammenfassenden Arbeit von ERICKSON & LEE (1989) wurde ein Überblick über weitere Erkenntnisse des Triazinabbaus gegeben. So vermögen Mikroorganismen am Atrazin entweder die

Ethyl- oder die Isopropylgruppe abzuspalten, so daß Desethylatrazin oder Desisopropylatrazin entsteht. Aus Simazin entsteht ebenso durch Dealkylierung Desethylsimazin. Welcher Rest zuerst abgespalten wird, ist organismenspezifisch.

Der weitere Abbau des Desethylatrazins und Desethylsimazins bzw. Desisopropylatrazins erfolgt über 2-Chloro-4,6-diamino-1,3,5-triazin, eine Dechlorierung und über die Abspaltung der Aminogruppen zur Cyanursäure. Diese wiederum wird über die Ringspaltung zu  $\text{CO}_2$  und  $\text{NH}_3$  abgebaut. Als weiterer Abbaupfad wurde die Umwandlung des Desisopropylatrazins über das N-Ethylammelmin zum N-Ethylammelid und zur Cyanursäure beschrieben.

Der Abbau der Triazine wird hauptsächlich von Bodentemperatur, Wassergehalt, Mikroorganismenbesatz und der Bodenreaktion beeinflusst. Die Anwesenheit von Boden kann auf die Abbauvorgänge katalytisch wirken. BURKHARD & GUTH (1981) zeigten dieses für die chemische Hydrolyse der Triazine. Sie verglichen den Abbau von Atrazin und Simazin in den beiden Standardböden Neuhofen und Hatzenbühl und in gepufferten wäßrigen Lösungen. In beiden Böden waren die Halbwertszeiten geringer. Für Simazin erreichten sie 45 und 100 Tage, für Atrazin waren sie mit 53 bis 113 Tagen geringfügig größer. In den entsprechenden Pufferlösungen waren für Simazin 70 bis >200 Tage und für Atrazin 64 bis >200 Tage für den 50-prozentigen Abbau nötig. Der Abbau der Triazine verlief in den Böden und Pufferlösungen nach einer Gleichung erster Ordnung. In den Pufferlösungen wurden geringe Halbwertszeiten von 64-70 Tagen nur bei pH 5 erreicht, bei pH 7 und 9 waren sie größer als 200 Tage. Die bei pH 5 ermittelten Halbwertszeiten der Hydrolyse stimmten ungefähr mit denen des Hatzenbühlbodens überein, der einen vergleichbaren pH-Wert von 4,8 aufwies. Für diesen Bereich kann daher die Persistenz dieser Herbizide aus den Hydrolysedaten abgeschätzt werden.

Die Halbwertszeit hängt auch von der Adsorption der Wirkstoffe an die Bodenbestandteile ab. Mit zunehmender Adsorption sinkt die Verfügbarkeit in der Bodenlösung und der Abbau wird verzögert. BURKHARD & GUTH (1981) stellten für die Standardböden die folgenden Gleichungen auf.

$$\text{Neuhofen: } \log K_{\text{om}} = 0,0101 t_{1/2} + 0,587$$

$$\text{Hatzenbühl: } \log k_{\text{om}} = 0,0182 t_{1/2} + 0,766$$

Der Vergleich beider Triazine in Tab. 4.2-6 und 4.2-7. zeigt eine schwächere Adsorption des Simazins gegenüber Atrazin, insbesondere bezogen auf eine Masseneinheit organischer Substanz.

Die Fähigkeit der Böden, katalytisch auf die Hydrolyse einzuwirken, ist unterschiedlich. Welche Mechanismen und Bodeneigenschaften dabei eine Rolle spielen, ist nicht in allen Aspekten geklärt. SKIPPER & VOLK (1972) ermittelten für den humosen, schwach sauren Boden aus Woodburn eine

Umwandlung von ungefähr 40% des zugesetzten Atrazins zu Hydroxyatrazin innerhalb von 28 Tagen in Laborversuchen. In den anderen, parallel untersuchten Böden aus Parkdale und Coker wurden dagegen nur ungefähr 10% in der gleichen Zeit umgesetzt. Hier fand neben der chemischen Hydrolyse auch mikrobieller Abbau über die Dealkylierung der Ethylreste statt. Bei den Böden handelte es sich um Böden mit 1,1, 3,1 und 4,7% organischer Substanz. Die Bodenreaktion war schwach sauer bis schwach alkalisch. Mögliche Gründe für die unterschiedliche Hydrolyse könnten ein niedrigerer pH-Wert an den Tonoberflächen, eine höhere Ladungsdichte des Vermikulits oder eine saurere organische Substanz im Woodburn-Boden sein.

Die Autoren berichteten auch von fehlender oder schwacher Hydrolyse durch die Tonfraktion der Parkdale- und Coker-Böden.

In zweijährigen Freilandversuchen wurde der Abbau von Atrazin und Simazin in Mais- und Grünflächen in Baden-Württemberg untersucht (BAUMEISTER & HURLE 1975). In den Maisflächen wurden 2 bzw. 6 kg/ha und in den Wiesen 10 kg/ha Wirkstoff in handelsüblicher Form ausgebracht. Der Abbau der Herbizide erfolgte mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten. Am Anfang und Ende des Untersuchungszeitraumes waren die Abbauraten kleiner als im mittleren Bereich. Diese Phasen waren jeweils niederschlagsarm. Mit zunehmender Niederschlagshäufigkeit erhöhten sich die Abbauraten und der Verlauf der Abbaukurve folgte annähernd einer Gleichung erster Ordnung. Die unterschiedlichen Standortverhältnisse der Versuchsflächen hatten mit einer Ausnahme keinen Einfluß auf den Verlauf der Abbaukurven. Die Halbwertszeiten für den 50-prozentigen Abbau betrugen 23-40 Tage, ohne deutliche Unterschiede für Atrazin und Simazin.

In allen Maisparzellen waren die Herbizide zum Versuchsende im August noch nachzuweisen. Die Simazingehalte sanken in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) auf 6-15%, die Atrazingehalte auf 12-14% der Ausgangsgehalte. Die Ausgangsgehalte waren 1,0-1,6 ppm für Simazin und 1,4-1,7 ppm für Atrazin. In den Parzellen mit den niedrigen Aufwandmengen beobachteten die Autoren eine Einwaschung der Herbizide bis in die Bodenschicht von 10-15 cm. Die Simazingehalte erreichten maximal 0,04 ppm; die Atrazingehalte blieben unter 0,05 ppm. Bei höheren Aufwandmengen wurden Atrazin- und Simazinspuren <0,02 ppm in 25-30 cm Tiefe gefunden. Das größere Bindungsvermögen der Böden dieser Parzellen auf Grund ihres höheren Humusgehaltes verhinderte eine stärkere Einwaschung der Herbizide.

Zur Validierung eines Modells zur Simulation der Herbizidpersistenz wurden im Jahr 1980 Laborinkubationsversuche mit 16 verschiedenen Bodenproben in 8 Ländern und Felduntersuchungen in 11 Ländern durchgeführt (WALKER et al. 1983). Der Einfluß der Bodentemperatur und des Wassergehaltes auf die Abbaugeschwindigkeit von Simazin wurde in den Laborversuchen untersucht. Die Temperatur hatte einen gesicherten Einfluß auf die Halbwertszeit. Bei einer Versuchstemperatur von



10 °C war der Abbau in den hier betrachteten europäischen Böden 1,7 bis 5,1 mal langsamer als bei 30 °C. Die Veränderung des Bodenwassergehaltes bewirkte nicht in allen Böden eine Änderung der Abbauraten. Den stärksten Einfluß zeigte sie im lehmigen, humosen Sand aus Oxford: Dort betrug die Halbwertszeit bei 20 °C und einem Wassergehalt von 16%, entsprechend 90% der Feldkapazität, 34 Tage. Sie verlängerte sich auf 229 Tage bei einer Senkung des Wassergehaltes auf 3,6%. Dagegen stieg sie im schwach bis mittel humosen Sand aus Maarn von 21 nur auf 26 Tage. Die entsprechenden Wassergehalte waren 4,2 und 1,6%.

Für dieses unterschiedliche Verhalten gaben die Autoren zwei Gründe an. Zum einen kann die Adsorption von Simazin an Tonoberflächen die chemische Hydrolyse vermindern, zum anderen wird die chemische Hydrolyse, die mit sinkendem pH-Wert zunehmend wichtiger wird, offensichtlich weniger stark von sinkenden Wassergehalten beeinflusst als der mikrobielle Abbau.

Die Verknüpfung des Temperatureinflusses über die Arrhenius-Gleichung mit dem Wassergehalt führt zu einer empirischen Gleichung.

$$t_{1/2} = A \cdot M^{-B}$$

$t_{1/2}$  = Halbwertszeit (d), M = Wassergehalt (Gew.%), A, B = Konstanten.

Die Arbeitsgruppe untersuchte ebenfalls den Einfluß von Bodeneigenschaften auf die Halbwertszeiten von Simazin mittels einfacher und multipler Regression. Die besten Korrelationen ermittelten sie für Inkubationsbedingungen mit 20 °C und 60% Wassergehalt der Feldkapazität. Den höchsten Korrelationskoeffizienten ergab die Einbeziehung der Parameter organischer Kohlenstoff, Bodenreaktion und Tongehalt. Allerdings erreichte schon die einfache Korrelation zwischen Tongehalt und Halbwertszeit ein hohes Bestimmtheitsmaß. Die Tab. 3-4 zeigt eine Zusammenstellung der Ergebnisse.

In den Feldversuchen schwankten die Halbwertszeiten für Simazin für die entsprechenden Böden zwischen 20 und 100 Tagen. Am Ende der Untersuchungsperiode von 100 bis 150 Tagen waren von der zumeist im Frühjahr applizierten Wirkstoffmenge von 2-4 kg/ha bis in 10 cm Tiefe noch 10-40% verblieben.

Ähnlich wie für Simazin steigern hohe Bodentemperaturen auch bei Atrazin die Abbauraten. In Laborexperimenten verlief der Abbau in drei Böden bei einer Temperaturerhöhung von 5 auf 35 °C 8,9 bis 6,6 mal schneller und die Halbwertszeiten verringerten sich von 181 auf 22, 133 auf 15 und 179 auf 27 Tage (WALKER & ZIMDAHL 1981). Bei einer Temperatur von 25 °C führte die Senkung des Wassergehaltes von 16,8 auf 2,5% in allen Böden zu deutlich verlängerten Abbauei-



ten: im lehmigen Sand von 41 auf 480, im schluffigen Lehm von 28 auf 242 und im schluffigen Sand von 47 auf 242 Tage.

Tab. 3-4: Änderungen der Korrelationsgleichungen für den Abbau von Simazin in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften (WALKER et al. 1983)

Bodeneigenschaft	Korrelationsgleichung
organischer Kohlenstoff	$t_{1/2} = 37,1 + 19,7 \text{ Corg}$
Tongehalt	$t_{1/2} = 40,7 + 1,47 \text{ T}$
pH	$t_{1/2} = 21,2 \text{ pH} - 63,7$
organischer Kohlenstoff + Ton + pH	$t_{1/2} = 3,38 \text{ Corg} + 1,10 \text{ T} + 8,77 \text{ pH} - 13,23$

$t_{1/2}$  = Halbwertszeit, Corg = organischer Kohlenstoff, T = Ton

Steigende pH-Werte in Böden steigern die Triazinpersistenz (HILTBOLD & BUCHANAN 1977). In Feldversuchen mit Atrazin war über den gesamten Versuchszeitraum von 90 Tagen die Abbaurate bei pH-Werten <5 größer als bei pH-Werten >6,5 (KELLS et al. 1980). Die Halbwertszeit stieg von ungefähr 24 (pH <5) auf 26 (pH 5 - 6,5) und auf 32 Tage (pH > 6,5). Zwei Wochen nach der Anwendung waren 35% des Atrazins bei stark saurer Bodenreaktion und erst 27 % bei sehr schwach saurer Bodenreaktion abgebaut. Mit steigendem pH sank gleichzeitig der Anteil des nicht mit Methanol extrahierbaren Atrazins.

Auf Grund der problematischen analytischen Erfäßbarkeit werden Hydroxytriazine selten bei Abbauuntersuchungen miterfaßt. In den Fällen, wo sie mituntersucht wurden, bildeten sie oft den Hauptanteil der Metabolite. Dieses war der Fall in Freilandversuchen in Kulturgefäßen von (CAPRIEL & HAISCH, 1983) mit am Triazinring radioaktiv markiertem Atrazin. Sie verwendeten für ihre Versuche eine im Maisanbau übliche Aufwandmenge. In den folgenden Jahren pflanzten sie viermal Mais, einmal Sommerweizen und einmal Möhren. Nach 8 Jahren Versuchsdauer wiesen sie in den Böden noch 83% der ursprünglich eingesetzten Aktivität nach. Die Hälfte davon war mit Methanol extrahierbar. In Tab. 3-5 sind die durch Hydrolyse und Dealkylierung gebildeten Rückstände wiedergegeben.

Die lange Verweilzeit von Atrazin und seinen Metaboliten und die vorherrschende Bildung von Hydroxyatrazin zeigten auch Bodenuntersuchungen in einem Maisfeld, das 20 Jahre lang mit Atrazin in Aufwandmengen von 1,40 bis 2,24 kg/ha behandelt worden war (KHAN & SAIDEK 1981). Die Zusammensetzung der Atrazinrückstände in Bodenproben 6 und 12 Monate nach der letzten Anwendung sind ebenfalls in Tab. 3-5 angegeben. KHAN & SAIDAK, 1981 schätzten, daß

jährlich 85 bis 90% der angewendeten Menge abgebaut würden. Daß die Atrazinrückstände im Boden nicht allmählich anstiegen, führten sie auf Verluste, hauptsächlich durch Auswaschung zurück.

Tab. 3-5: Rückstände von Atrazin und seinen Metaboliten in Böden

Verbindung	Konzentration [ng/g]					
Atrazin	$0,9 \pm 0,3^{1)}$	$102 \pm 10^{2)}$	$55 \pm 5^{2)}$	$400^{3)}$	$25^{4)}$	11
Desethylatrazin	$8 \pm 1,5$		$14 \pm 2$	390	< 5	
Desisopropylatrazin	< 0,2		230			
Chlordiaminotriazin	$11 \pm 1,2$		300			
Hydroxyatrazin	110	$378 \pm 30$	$296 \pm 27$	500	220	88
Desethylhydroxyatrazin	18	$47 \pm 4$	$17 \pm 2$	100	18	11
Desisopropylhydroxyatrazin	10	$64 \pm 8$	$23 \pm 2$		183	190

- <sup>1</sup> (CAPRIEL & HAISCH 1983): einmalige Anwendung, Probenahme 8 Jahre nach der letzten Anwendung
- <sup>2</sup> (KHAN & SAIDEK 1981): 20-jährige Anwendung mit 1,40 bis 2,24 kg/ha, Probenahme 6 und 12 Monate nach der letzten Anwendung
- <sup>3</sup> (RAMSTEINER et al. 1972): 10-jährige Anwendung mit 10 kg/ha, Probenahme 6 Monate nach der letzten Anwendung
- <sup>4</sup> (KHAN & MARRIAGE 1977): 9-jährige Anwendung mit 4,5 kg/ha, Probenahme 2 und 3,5 Jahre nach der letzten Anwendung

RAMSTEINER et al. (1972) beobachteten in einem zehnjährigen Langzeitversuch in einem Weinberg, wo von 1959 bis 1964 und von 1967 bis 1970 jährlich 10 kg/ha Atrazin angewendet wurden, ein langsames Abnehmen der Atrazingehalte in den von ihnen untersuchten Bodenschichten 0-5, 5-10, 10-20 und 20-40 cm. Sie führten dieses auf langsame Adaption der Mikroorganismen an die Stickstoff- und Kohlenstoffquelle des Herbizids zurück. Im Jahr 1970 untersuchten sie auch die Aufteilung des gesamten Atrazinrückstandes nach den einzelnen Metaboliten, die in Tab. 3-5 wiedergegeben ist. Auch hier bildete das Hydroxyatrazin den häufigsten Metaboliten in der obersten Bodenschicht, in den tieferen zeigten die dealkylierten die höchsten Konzentrationen.

Zwei Versuchsflächen wurden mit Simazin behandelt. In einer Rebfläche waren 13 Jahre lang von 1956 bis 1964 und von 1967 bis 1970 jährlich 10 kg/ha und in einer Maisfläche 10 Jahre lang von 1960 bis 1969 6 kg /ha Wirkstoff angewendet worden. Ein Jahr bzw. 6 Monate nach der letzten Anwendung wies Hydroxysimazin, vergleichbar dem Atrazin, die höchsten Konzentrationen der Metaboliten in allen untersuchten Bodenschichten auf (Tab. 3-6). In den Tab. 3-7 und 3-8 sind die Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Atrazin und Simazin an Hand von Literaturdaten zusammengestellt.

Tab. 3-6: Rückstände von Simazin und seinen Metaboliten in Böden

Verbindung	Konzentration [ng/g]		
Simazin	160 <sup>1)</sup>	160 <sup>1)</sup>	6 + 0,3 <sup>2)</sup>
Desethylsimazin	260	11	
Chlordiamino- triazin	170	100	
Hydroxysimazin	700	180	496 +/- 58,0

<sup>1)</sup> (RAMSTEINER et al. 1972): 13-jährige Anwendung mit 10 kg/ha, Probenahme 6 Monate nach der letzten Anwendung; 10-jährige Anwendung mit 6 kg/ha, Probenahme 12 Monate nach der letzten Anwendung.

<sup>2)</sup> (KHAN & MARRIAGE 1979): 7-jährige Anwendung mit 4,5 kg/ha, Probenahme 28 Monate nach der letzten Anwendung.

Tab. 3-7: Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Atrazin

Versuchs- bedingungen	Boden	Halbwert- zeit [d]	Autor
Feldversuche	Reilingen: 2,8%OS, 11,1%T pH 6,7 Hohenheim: 2,4%OS, 23,3%T pH 6,2	30  40	BAUMEISTER & HURLE (1975)
Laborversuch: Temp: 20-24°C H <sub>2</sub> O: 40% FK	Neuhofen: 3,8%OS, 8,9%T pH 6,5  Hatzenbühl: 1,8%OS, 10,5%T pH 4,8	113  53	BURKHARD & GUTH (1981)
Feldversuche: Anwendung: 1,1 -3,3 kg/ha	4,8%OS, 32%T pH 7,1  verschiedene Flächen	90-110  70-90	FRANK & SIRONS (1985)

Versuchs- bedingungen	Boden	Halbwert- zeit [d]	Autor
Laborversuch: Temp: 20-24 °C pH 5,1-8,2	Boddington: 2,8%OS, 11%T pH 7,4	37-27	HANCE (1979)
pH 5,2-8,0	Triangle: 6,9%OS, 16%T pH 5,4	29-40	
Feldversuche: pH 5,0-7,0 Anwendung: 1,12-3,36kg/ha	Hartsells 0,9%OS, 6%T	9-28	HILTBOLD & BUCHANAN (1977)
Laborversuch: Temp: 15-19,8 °C H <sub>2</sub> O: 34-40% WK Gaschromatographie - Biotest	Sandboden	118-175	HURLE (1977)
Laborversuch: Temp. 25 °C		130	LASKOWSKI et al. (1983)
Laborversuch:  H <sub>2</sub> O: 22%	0,2%OS, 4%T pH 5,9-6,0	73-78	LOPEZ-AVILLA et al. (1986)
Feldversuche: pH 4,6	3,3%OS, 9,8%T	14,2-39,6	MUIR & BAKER (1978)
Laborversuch: Temp: 5-30 °C	2%OS, 18%T pH ≈ 7	16,5-209	WALKER (1978)
Laborversuch: Temp: 5-35 °C H <sub>2</sub> O: 2,5-17,9%	Colorado: 2,8%OS; 16%T pH 5,8	22-480	WALKER & ZIMDAHL (1981)
	Mississippi: 1,1%OS, 18%T pH 7,3	15-133	
	New York: 2,6%OS, 7%T pH 6,4	27-242	
Feldversuche:	Colorado: Mississippi: New York:	50 35 30	

Tab. 3-8: Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Simazin

Versuchs- bedingungen	Boden	Halbwert- zeit [d]	Autor
Feldversuche	Reilingen: 2,8%OS, 8,9%T pH 6,7	30	BAUMEISTER & HURLE (1975)
	Weitenung: 3,2%OS, 12,9%T pH 5,4	30	
	Hohenheim: 2,4%Os, 23,3%T pH 6,2	30	
	6,9%OS, 29,3%T pH 6,0	40	
	Fünffbronn: 6,0%OS, 17,4%T pH 6,0	45	
Laborversuch: Temp. 20-24 °C H <sub>2</sub> O: 40% FK	Neuhofen: 3,8%OS, 8,9%T pH 6,5	100	BURKHARD & GUTH (1981)
	Hatzenbühl: 1,8%OS, 10,5%T pH 4,8	45	
Laborversuch: Temp. 18-22 °C H <sub>2</sub> O: 10%	Weinbergsboden: 2,6%OS, 4,1%T pH 6,2	50	KIBLER (1979)
Laborversuch: Temp. 10-30 °C H <sub>2</sub> O: 20-90% FK	Warwick, GB: 2,2%OS, 20%T pH 6,6	29-137	WALKER et al. (1983)
	Florenz, I: 1,7%OS, 14%T pH 6,7	31-147	
	Uppsala, S: 6,2%OS, 42%T pH 6,5	76-230	
	Braunschweig, D: 1,7%OS, 12%T pH 6,5	42-214	



Fortsetzung Tab. 3-8:

Versuchs- bedingungen	Boden	Halbwert- zeit [d]	Autor
	Oxford, GB: 3,6%Os, 15%T pH 5,8	26-229	
	Wageningen, NL: 4,1%OS, 3%T pH 5,6	27-74	
	Maarn, NL: 2,4%OS, 3%T pH 5,6	17-44	
	Harpenden, GB: 3,0%OS, 35%T pH 7,5	46-190	

### Adsorption

Böden mit unterschiedlichem Humus- und Tongehalt weisen auch eine andere Adsorptionskapazität für Triazine auf. Die Triazine, die in der Bodenlösung gelöst vorliegen, werden physikalisch oder chemisch an die Oberflächen der Bodenbestandteile angelagert (vgl. ZIECHMANN & MÜLLER-WEGENER 1990). Damit verringert sich ihre Konzentration in der Bodenlösung.

Eine wichtige Rolle für die Festlegung der Triazine spielt die organische Substanz (GROVER 1966). Dabei ist nicht nur der Gesamtgehalt, sondern auch ihre Zusammensetzung wichtig (HAYES 1970), (MÜLLER-WEGENER 1988). In manchen Fällen kann aber auch der Tongehalt entscheidend sein (BAILEY et al. 1968).

DUNIGAN & McINTOSH (1971) untersuchten die Bindungskapazität eines schluffigen Lehmbo- dens nach sequentieller Extraktion mit Ethylether, Ethanol und heißem Wasser. Die Extraktion mit Heißwasser verringerte die adsorbierten Anteile deutlich. Mit dieser Extraktion wurden wasserlös- liche Polysaccharide aus der Bodenprobe entfernt. Dagegen stieg mit Entfernung der Fette, Öle und Wachse durch Ethylether und der Harze mit Ethanol die Menge des adsorbierten Atrazins. Dieser relative Anstieg durch die Entfernung der entsprechenden Fraktionen zeigt deren Bedeutung für die Adsorption. Obwohl sie nicht direkt an den Vorgängen beteiligt sind, reduzieren sie doch durch ihre Hydrophobie die Benetzbarkeit der Oberflächen und verhindern damit die ausreichende Annäherung der Triazinmoleküle an die reaktiven Positionen der Matrix.

An der mittels Sedimentation gewonnenen Tonfraktion wurden 77,5 mg/g Atrazin gebunden. Die Zerstörung der organischen Substanz verringerte den gebundenen Anteil auf etwa die Hälfte.

Der Vergleich der Bindungsfähigkeit verschiedener organischer Verbindungen ergab folgende Reihenfolge:

Huminsäure, Lignin, Quinizarin > Protein-, Nukleinsäure, > polysaccharidähnliche Verbindungen

Die polysaccharidähnlichen Verbindungen, wie Stärke, Amylopektin, Chitin und Cellulose, adsorbierten 15-30 mg Atrazin je g organischer Substanz. An Quinizarin als Vertreter einer Verbindung mit Ähnlichkeit zu Grundbausteinen der Humin- und Fulvosäuren adsorbierten 248 mg/g. Die höchsten Adsorptionsraten erzielten die Autoren mit Lignin, 359 mg/g, und zwei verschiedenen Huminsäuren, 418-478 mg/g. Die hohe Adsorptionsrate ist auf die Vielzahl verschiedener funktioneller Gruppen und freier Radikale dieser Verbindungsklasse als Adsorptionsplätze zurückzuführen. Für die Wechselwirkungen zwischen diesen organischen Verbindungen und Atrazin spielt neben der physikalischen auch die chemische Bindung eine gewisse Rolle. Die Autoren deuten dieses mit einer Erhöhung der Adsorptionsrate bei 62 °C gegenüber 35 °C an.

Für Atrazin wurde beobachtet, daß Adsorptions- und Desorptionsisothermen nicht übereinstimmen (SWANSON & DUTT 1973). Diese Hysterese wurde durch Veränderungen der Zusammensetzung der Gleichgewichtslösung während der Durchführung von Schüttelversuchen erklärt (CLAY et al. 1988). Sie zeigten jedoch mit ihren Untersuchungen, daß das Entfernen wasserlöslicher organischer Substanzen mit dem Austauschen der Schüttellösung während ihrer Desorptionsversuche keinen Einfluß auf die Isotherme hatte. Dies kann zum einen daran liegen, daß Atrazin keine Bindung mit diesen Substanzen eingeht, wie dieses MADHUN et al. (1986), für Simazin nachwiesen. Zum anderen können eventuell gebildete Komplexe analytisch nicht nachweisbar oder aber instabil sein. Die Autoren vermuteten daher eine Metabolitenbildung als Grund für diesen Effekt.

BAILEY et al. (1968) untersuchten die Adsorption von Herbiziden an Montmorillonit. Sie zeigten, daß die Adsorptionsrate basischer Herbizide von ihrer Löslichkeit und ihres pK-Wertes und von der Azidität des Tons abhängt. Der pH an den Tonoberflächen war normalerweise drei bis vier Einheiten unter der Bodenlösung. An einem sauren (pH 3,35), mit Wasserstoff belegtem Montmorillonit wurden s-Triazine vollständig adsorbiert. Dagegen war die Adsorption an einem fast neutralen Na-Montmorillonit (pH 6,80) deutlich schwächer. Es wurde gezeigt, daß bei einer Oberflächenazidität, die ein bis zwei Einheiten unterhalb dem niedrigsten pK des jeweiligen Adsorbats liegt, die Adsorption am stärksten ist. Bei pH-Werten, die zwei Einheiten oberhalb des pK liegen, wurden die Herbizide hauptsächlich durch van der Waals Kräfte gebunden.

TERCE & CALVET (1975) zeigten ebenfalls an einem Ca-Montmorillonit, daß die Adsorption von Atrazin mit sinkendem pH-Wert stieg. Im Vergleich dazu waren die Adsorptionsraten an Aluminium-, Eisenton und an Komplexverbindungen der Hydroxide mit dem Ton jedoch immer größer. Dieses wurde mit der höheren Oberflächenazidität dieser Tone gegenüber dem Ca-Montmorillonit und der damit verbundenen Protonierung des Atrazinmoleküls erklärt, womit Ladungswechselwirkungen zwischen den negativ geladenen Tonoberflächen und dem Atrazinmolekül möglich sind.

Tab. 3-9: Adsorptionskonstanten für Atrazin in verschiedenen Böden

Versuchs- bedingungen	Boden	KF-Wert Ads.	KOS <sup>1</sup> Ads.	KF-Wert Des.	Autor
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 10	Taloka: 1,1%OS, 11%T pH 5,6 4,2%OS, 12%T pH 5,5	0,32 <sup>2</sup> 1,55 <sup>2</sup>	29 37		BOUCHARD & LAVY (1985)
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1-5 : 20-4	Vetroz: 5,6%OS, 22,6%T pH 6,7  Evouettes: 3,6%OS, 12,2%T pH 6,1  Collombey: 2,2%OS, 2,8%T pH 7,8	2,88 1,98 0,86	51,4 55,0 39,1		BURKHARD & GUTH (1981)
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 1	0,003%OS, 27%T, pH 5,7	5,16		16,4	CLAY et al. (1988)
Schüttel- versuche Boden : 1:2 - 1:10	0,22%OS, sandiger Lehm		220		LOPEZ-AVILLA et al. (1986)
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 5	Palouse: 3,8%OS, 24%T pH 5,4 Pembroke: 0,5%OS, 43%T pH 4,5	4,95 <sup>2</sup> 0,54 <sup>2</sup>	130 108		MILLER et al. (1988)
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 4	2,1%OS, 16%T pH 8,3 1,9%OS, 16%T pH 7,7 1,4%OS, 23%T pH 8,2 1,9%OS, 16%T pH 8,0	4,21 3,03 1,03 2,25	201 160 74 118	3,89 2,39 2,88 2,88	RAMAN et al. (1988)
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 2,5	Mohave: 0,44%OS, 5%T pH 6,5  Walla Walla: 2,58%OS, 16%T pH 6,8	0,21 2,61	47 101		SWANSON & DUTT (1973)

<sup>1</sup> berechnet nach den Angaben der Autoren:  $KOS = KF \times 100 / \%OS$   
<sup>2</sup> berechnet auf molarer Basis

Tab. 3-10: Adsorptionskonstanten für Simazin in verschiedenen Böden

Versuchs- bedingungen	Boden	KF-Wert Ads.	KOS <sup>1</sup> Ads.	Autor
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 - 5 : 20 - 4	Vetroz: 5,6%OS, 22,6%T pH 6,7	2,88	51,4	BURKHARD & GUTH (1981)
	Evouettes: 3,6%OS, 12,2%T pH 6,1	1,78	48,1	
	Collombey: 2,2%OS, 2,8%T pH 7,8	0,64	29,1	
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 2,5	Somerset: 3,8%OS, 6,6%T pH 5,8	0,66 <sup>2</sup>		JENSEN & KIMBALL (1982)
	3,0%OS, 5,8%T pH 6,1	0,71 <sup>2</sup>		
	Cornwallis: 4,0%OS, 5,8%T pH 5,2	1,41 <sup>2</sup>		
	3,4%OS, 4,8%T pH 5,1	0,35 <sup>2</sup>		
	Woodville: 4,8%OS, 6,6%T pH 4,9	1,84 <sup>2</sup>		
	3,4%OS, 5,6%T pH 4,8	0,62 <sup>2</sup>		
	Pelton: 7,2%OS, 17,6%T pH 5,4	2,71 <sup>2</sup>		
	3,7%OS, 20,2%T pH 5,3	0,56 <sup>2</sup>		
Schüttel- versuche Boden : Lösung 1 : 10	Anmoor: 29,3%OS, 21,3%T pH 7,1	14,54	49,6	HERKLOTZ & PESTEMER (1987)
	Parabraunerde: 1,9%OS, 8,3%T pH 7,4	2,61	137,4	

<sup>1</sup> KOS = KF x 100/ %OS

<sup>2</sup> KD = (Ci - Ceq)/Ceq x 2,5; Ci, Ceq Anfangs-, Gleichgewichtskonzentration; 2,5 Verhältnis Boden : Lösung

Die Adsorption an Hydroxidkomplexe war größer. An den Eisenton wurden 0,94 mmol/g und an das Hydroxid 1,50 mmol/g gebunden; für die Aluminiumverbindungen waren die entsprechenden Werte 0,37 mmol/g und 2,70 mmol/g. Die Wirkung des Aluminium-Ton-Komplexes war damit stärker als die des Eisen-Ton-Komplexes. Dieses wurde auf die Wasserstoffbrückenbindung des Atrazins mit Wassermolekülen in der Hydratschicht der Aluminiumhydroxide bei Anwesenheit von Aluminium zurückgeführt. In den Tab. 3-9 und 3-10 sind Adsorptions- und Desorptionskennwerte für Atrazin und Simazin aus Literaturdaten zusammengestellt.

### Verlagerung

Eine Reihe von Grundwasserbefunden für Triazine in den USA (COHEN et al. 1986), Italien (FUNARI, et al. 1989) und der Bundesrepublik Deutschland (ANONYM 1987), (AHLSDORF et al. 1987) deuten darauf hin, daß diese Herbizide bei landwirtschaftlicher Verwendung unter ungünstigen Bedingungen im Bodenprofil verlagert und in das Grundwasser eingetragen werden. Das Ausmaß der Verlagerung hängt von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Triazine, den Bodeneigenschaften, den landwirtschaftlichen Anwendungsmethoden und von klimatischen Faktoren ab.

(HELLING 1971 a,b,c) untersuchte den Einfluß von Bodeneigenschaften auf die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe einer speziell entwickelten Boden-Dünnschichtchromatographie. Zum Abschätzen der Mobilität wurde ein  $R_F$ -Faktor mit Werten zwischen 0 und 1 verwendet. Die Mobilität wurde in fünf Klassen eingeteilt. Die Triazine wurden mit  $R_F$ -Werten von 0,47 für Atrazin und 0,45 für Simazin für einen bestimmten Boden in eine mittlere Mobilitätsklasse eingeordnet (HELLING 1971b). Der Vergleich der Mobilität in 14 Böden ergab für Atrazin  $R_F$ -Werte von 0,34 bis 0,89 mit einem Mittelwert von 0,51 und für Simazin von 0,30 bis 0,96 mit einem Mittelwert von 0,46. Eine Korrelationsrechnung zeigte die Abhängigkeit der Mobilität vom Humus- und Tongehalt und der Feldkapazität der Böden und für Atrazin ebenfalls von der Kationenaustauschkapazität (HELLING 1971c). Je höher der Humus- und der Tongehalt und je besser die Fähigkeit der Böden, Sickerwasser festzuhalten, um so immobilere waren die Triazine. An Hand der Adsorptionsrate für Simazin ließ sich die Mobilität, auch für Atrazin, vorhersagen. Daneben bestimmten der Wasserfluß auf der Dünnschichtchromatographieplatte die Verlagerung. Eine multiple Regressionsrechnung ergab, daß die Mobilität von Atrazin in der Reihenfolge Feldkapazität > Adsorption > Wasserfluß und die von Simazin in der Reihenfolge Adsorption > Wasserfluß beeinflusst wurde.

Die von HELING (1971b) ermittelten  $R_F$ -Werte zeigten eine gute Übereinstimmung mit denen von (JENSEN & KIMBALL 1982) mit Hilfe der Boden-Dickschichtchromatographie errechneten. In vier Böden war Simazin mit Ausnahme des Somerset Sandbodens in den Oberböden weniger mobil als in den Unterböden. Die  $R_F$ -Werte lagen bei den Oberböden zwischen 0,25 und 0,41 und für die Unterböden zwischen 0,41 und 0,50 (Tab. 3-11).



Tab. 3-11: R<sub>F</sub>-Werte für Atrazin und Simazin

Boden	R <sub>F</sub> -Wert Atrazin	R <sub>F</sub> -Wert Simazin	Autor
Norfolk: 0,14%OS, 11,3%T, pH 5,1	0,74	0,80	HELLING (1971c)
Lakeland: 0,9%OS, 12,0%T, pH 6,4	0,89	0,96	
Christiana: 0,99%OS, 24,4%T, pH 4,4	0,49	0,45	
Ascalon: 1,48%OS, 26,6%T, pH 7,3	0,58	0,51	
Sterling: 1,64%OS, 30,7%T, pH 7,7	0,59	0,52	
Dundee: 1,67%OS, 29,0%T, pH 5,0	0,35	0,16	
Wehadkee: 1,93%OS, 25,2%T, pH 5,6	0,56	0,51	
Duffield: 2,20%OS, 33,7%T, pH 6,3	0,45	0,45	
Beltsville: 2,42%OS, 22,4%T, pH 4,3	0,51	0,38	
Hagerstown: 2,50%OS, 39,5%T, pH 6,8	0,47	0,45	
Chillum: 4,40%OS, 22,1%T, pH 4,6	0,35	0,31	JENSEN & KIMBALL (1982)
Iredell: 5,27%OS, 23,2%T, pH 5,4	0,34	0,30	
Barnes: 6,90%OS, 34,4%T, pH 7,4	0,37	0,32	
Berkley: 8,02%OS, 50,5%T, pH 7,1	0,38	0,36	
Somerset: 3,8%OS, 6,6%T, pH 5,8		0,41	
3,0%OS, 5,8%T, pH 6,1		0,41	
Cornwallis: 4,0%OS, 5,8%T, pH 5,2		0,25	
3,4%OS, 4,8%T, pH 5,1		0,43	
Woodville: 4,8%OS, 6,6%T, pH 4,9		0,25	
3,4%OS, 5,6%T, pH 4,8		0,43	

Fortsetzung Tab 3-11:

Boden	R <sub>F</sub> -Wert Atrazin	R <sub>F</sub> -Wert Simazin	Autor
Pelton:			
7,2%OS, 17,6%T,pH 5,4		0,25	
3,7%OS, 20,2%T,pH 5,3		0,50	
1,0%OS, 1,0%T, pH 5,8	0,40	0,45	PESTEMER (1975)
2,4%OS, 47,8%T,pH 7,2	0,31	0,37	
8,3%OS, 15,3%T,pH 7,5	0,22	0,25	
24,1%OS, 3,4%T,pH 7,3	0,13	0,15	

Eine erhöhte Wasserzufuhr durch starke Niederschläge oder durch Bewässerung auf triazinbehandelten Flächen erhöhte die Auswaschung der Wirkstoffe aus den Oberböden. Hierbei waren insbesondere die ersten 60 bis 70 Tage nach der Anwendung wichtig, in denen die Herbizide auf Grund ihrer Halbwertszeit in den Oberböden als unveränderter Wirkstoff vorliegen (HALL et al. 1989).

In den schon bei der Verlagerung von Aldicarb beschriebenen Feldlysimetern von BOWMAN (1988), erhöhte eine zusätzliche Bewässerung zum Niederschlag die Auswaschung von Atrazin. In den Lysimetern ohne zusätzliche Bewässerung konnten nur einmal 0,2 mg Atrazin im Eluat nachgewiesen werden. Dagegen wurden in vier der zwölf zusätzlich bewässerten Bodensäulen Atrazinsmengen von 1,9 bis 32,4 mg, entsprechend <0,8% der applizierten Menge von 3980 mg Wirkstoff, aufgefangen (BOWMAN 1989). Am Ende des Versuchszeitraums von 21 Wochen war Atrazin in den unbewässerten Lysimetern 30 cm und in den bewässerten 70 cm tief eingesickert. Durch eine starke Bewässerung von 50 mm einen Tag nach der Herbizidanwendung wurde mehr Atrazin ausgewaschen als durch eine gleiche Bewässerungsmenge nach sieben Tagen. BOWMAN (1989) führt dieses Verhalten auf eine nicht ausreichende Sorptionszeit in den ungesättigten Böden zurück. Die Höhe einer zusätzlichen Bewässerung beeinflusste auch die Mobilität von Simazin in Säulenversuchen. Je höher die Wassergaben waren, desto weniger Wirkstoff verblieb in den obersten 10 cm der Bodensäule (HOGUE et al. 1981). Im sandigen Lehm sank der verbleibende Anteil mit steigender Bewässerung von 20 auf 80 cm von 0,93 auf 0,16; im Lehm entsprechend von 0,92 auf 0,16. Vom ausgebrachten Wirkstoff, entsprechend einer Aufwandsmenge von 5 kg/ha, wurden am Ende des Versuchs ohne Bewässerung 93,5% im sandigen Lehm und 94,5% im Lehm wiedergefunden. Nach 20 cm Bewässerungshöhe fiel die Wiederfindung auf 76,5 und 63%, nach 40 cm auf 42,8 und 48,3% und nach 80 cm auf 27,8 und 33,1%. Der lehmige Boden hielt also mehr Simazin zurück.

Neben den Wirkstoffen selber werden auch die während des Abbaus gebildeten Metaboliten im

Boden verlagert. So fand HELLING (1971b) in den schon oben beschriebenen Versuchen eine geringere Mobilität des Hydroxyatrazins gegenüber der Ausgangssubstanz Atrazin.

In einer Felduntersuchung wurde die Verteilung von Atrazin und seinen Metaboliten im Boden bis in eine Tiefe von 40 cm untersucht. 12 Monate nach der Anwendung von 2,24 kg/ha Wirkstoff waren Atrazin, Hydroxyatrazin, Desethylatrazin und Desethylhydroxyatrazin in dem schwach lehmigen Sand bis in diese Tiefe eingesickert (MUIR & BAKER 1978). Dabei erwiesen sich Atrazin und Desethylatrazin als die mobileren Verbindungen. Die folgende Übersicht zeigt die Verteilung relativ zum Gesamttrückstand in drei untersuchten Bodentiefen (Tab. 3-12).

Tab. 3-12: Prozentuale Verteilung von Atrazin und seinen Metaboliten im Versuchsfeld (MUIR & BAKER 1978)

Tiefe [cm]	Atrazin [%]	Hydroxy- atrazin [%]	Desethyl- atrazin [%]	Desethyl- hydroxya. [%]	Desiso- propyla. [%]
0-7,5	1,9	18,7	0,7	1,6	0,1
7,5-20	3,8	31,0	1,5	4,0	0,3
20-40	3,7	27,9	2,0	2,6	0,0

In Feldlysimetern, mit denen die Mobilität von Atrazin und einigen seiner Metaboliten untersucht wurde, ergab sich hinsichtlich der Verlagerbarkeit die folgende Reihenfolge (SCHIAVON 1988).

Desethylatrazin > Atrazin > Desisopropylatrazin > 2-Cl-4,6-Diaminoatrazin > Hydroxyatrazin.

### 3.4.2 Terbutylazin

#### Abbau

Terbutylazin (2-tert-buthylamino-4-chlor-6-ethylamino-1,3,5-triazin) wird in Böden chemisch und mikrobiell abgebaut. Daneben spielt auch photochemischer Abbau eine gewisse Rolle. Ein wichtiger Abbauweg für die 1,3,5-Triazine ist die chemische Hydrolyse. Dabei entstehen als Metaboliten die nicht pflanzentoxischen Hydroxyverbindungen. Die Reaktionskinetik des Abbaus von Terbutylazin ähnelt dem anderer Triazine (BURKHARD & GUTH 1981). Neben den Hydroxyverbindungen tritt auch Desethylterbutylazin als Metabolit im Boden auf. Im Vergleich zu Simazin, Atrazin und Propazin erweist sich Terbutylazin allerdings als persistenter. In den beiden Standardböden

Hatzenbühl bzw. Neuhofer wurden im Labor Halbwertszeiten von 84 bzw. 170 Tagen ermittelt (Tab. 3-13).

Tab. 3-13: Halbwertszeiten für den Abbau von Terbutylazin in aeroben Böden

Versuchsbedingungen	Boden	Halbwertszeit [d]	Autor
Laborversuch: Temp. $22 \pm 2$ °C H <sub>2</sub> O: 40 %WKmax	Hatzenbühl: 1,8 % OS, 10,5 % T, pH 4,8	84	BURKHARD & GUTH (1981)
	Neuhofen: 3,8 % OS, 8,9 % T, pH 6,5	170	
Laborversuch: Temp. $21-22$ °C H <sub>2</sub> O: $20 \pm 2$ % Konz. $1,75 \mu\text{g/kg}$ Konz. $10 \mu\text{g/kg}$	5,4 % OS*, 29,3 % T, pH 6,9	83	GIESSL (1988)
		103	
Laborversuch: Temp. $20$ °C H <sub>2</sub> O: 40 %WKmax	1,8 - 2,2 % OS*, 17,5 - 26,9 % T, pH 7,4 - 7,5	100	MOKRY (1991)
Feldversuch:	2,2 % OS*, 12,9 % T, pH 7,5	25	
Laborversuch: Temp. $10$ °C H <sub>2</sub> O: nFK	Parabraunerde: 0-30 cm:	90	NORDMEYER et al. (1991)
	2,0 % OS*, 8,4 % T, pH 6,8		
	40-70 cm:	260	
	0,4 % OS*, 21 % T, pH 6,9		
	70-90 cm:	180	
	0,2 % OS*, 11,9 % T, pH 7,8		
	110-130 cm:	220	
	< 0,2 % OS*, 28,8 % T, pH 7,8		
	Podsol-Braunerde: 0-30 cm:	$\approx 170$	
	1,4 % OS*, 5,9 % T, pH 4,8		
	40-70 cm:	340	
	< 0,2 % OS*, 2,5 % T, pH 5,3		
	110-160 cm:	620	
	0,2 % OS*, 11,4 % T, pH 4,0		

\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem Gehalt an Corg: OS = Corg x 2 OS = organische Substanz, T = Ton

In denselben Böden waren nach 45 bzw. 100 Tagen die Hälfte des Simazin, nach 53 bzw. 113 Tagen die Hälfte des Atrazin und auch 62 bzw. 127 Tagen die Hälfte des Propazins abgebaut (BURKHARD & GUTH 1981). Die Anwesenheit von Boden wirkt nur im schwach sauren Bereich katalytisch auf den Abbau. Im stark sauren Boden Hatzenbühl verlängerte sich die Halbwertszeit für den Abbau von Terbutylazin im Vergleich zur chemischen Hydrolyse in wäßrigen Medien. Atrazin und Simazin werden dagegen schneller in Anwesenheit von Boden mineralisiert.

Die von BURKHARD & GUTH (1981) ermittelten Halbwertszeiten stimmen gut mit denen von MOKRY (1991) überein. In seinen Versuchen, die ebenfalls im Labor mit schwach alkalischen Böden durchgeführt worden waren, waren nach 100 Tagen noch ungefähr 50 % des eingesetzten Herbizids verblieben. Die Abbaugeschwindigkeit ist auch von der Ausgangskonzentration abhängig. GIESSL (1988) ermittelte unter Laborbedingungen in einem Lehm Boden bei einer niedrigen Konzentration von  $1,75 \mu\text{g/kg}$  eine Halbwertszeit von 83 Tagen. Bei einer höheren Konzentration von  $10 \mu\text{g/kg}$  waren 103 Tage für den 50 %-igen Abbau nötig. Die Abbaugeschwindigkeit von Herbiziden hängt auch von der Aktivität der mikrobiellen Biomasse im Boden ab. Darum kann der Abbau des Herbizids in tieferen Bodenschichten, in denen die Lebensbedingungen für die Mikroorganismen ungünstiger sind, verlangsamt ablaufen. NORDMEYER et al. (1991) zeigten dieses am Beispiel von Terbutylazin, Chlortoluron und Parathion. In Laborversuchen ermittelten sie für Terbutylazin in den Proben zweier Oberböden Halbwertszeiten von ungefähr 90 bis 170 Tagen. In den Proben aus größeren Tiefen verlängerte sich der Abbau auf 220 Tage (Parabraunerde, Entnahmetiefe 110-160 cm) bzw. gut 600 Tage (Podsol-Braunerde, Entnahmetiefe 110-130 cm). Damit spielen Bodeneigenschaften offensichtlich auch eine Rolle auf den Abbau von Terbutylazin, wie der Vergleich der oben genannten Halbwertszeiten verdeutlicht. In Freilandversuchen zeigt Terbutylazin einen anderen Verlauf des Abbaus als in Laborversuchen. Auf Grund photochemischen Zerfalls, Pflanzenaufnahme und Verdampfung war die Konzentrationsabnahme in den Untersuchungen von MOKRY (1991) in den ersten 60 Tagen nach der Anwendung in einem Sandboden sehr schnell. Danach verlief der Abbau langsamer. Nach 120 Tagen waren noch 15 % des Terbutylazin im Boden nachweisbar. Die Konzentration des gleichzeitig ausgebrachten Isoproturons war im gleichen Zeitraum gegen Null gegangen. Der Autor beobachtete keine Verlagerung der Wirkstoffe tiefer als 10 cm innerhalb der 120 Versuchstage.

### Adsorption

Der Abbau der Triazine im Boden wird ebenfalls verlangsamt, wenn die Moleküle an Bodenteilchen angelagert werden. Zwischen Halbwertszeit und Adsorptionskonstanten bestehen lineare Beziehungen. BURKHARD & GUTH (1981) zeigten dieses am Beispiel der Herbizide Simazin, Atrazin, Propazin und Terbutylazin, die zur Stoffgruppe der chlorierten 1,3,5-Triazine gehören. Der Vergleich der Adsorptionskonstanten aller vier Wirkstoffe zeigt eine zunehmende Bindungsstärke



in folgender Reihenfolge: Simazin < Atrazin < Propazin < Terbutylazin. Für Triazine ist die organische Substanz des Bodens ein wichtiger Reaktionspartner (u. a. GROVER 1966, BURKHARD & GUTH 1981, LAHM et al. 1991). In Schüttelversuchen erzielten BURKHARD & GUTH (1981) Adsorptionskonstanten für die Bindung von Terbutylazin an die organische Substanz zwischen 210 und 260 (berechnet mit Hilfe der Freundlich-Gleichung) (Tab. 3-14). Diese Werte liegen damit deutlich über denen der anderen Triazine: Für Atrazin und Simazin wurden Konstanten um 50 und für Propazin zwischen 60 und 80 ermittelt. LAHM et al. (1991) untersuchten das Bindungsvermögen einer mittel humosen Kalkpaternia und eines torfigen Niedermoores für Terbutylazin. Das Niedermoor bindet den Wirkstoff bei einer Versuchstemperatur von 20 °C 33 mal und bei 3 °C 98 mal stärker als die Paternia.

Tab. 3-14: Adsorptionskonstanten für Terbutylazin in verschiedenen Böden

Versuchsbedingungen	Boden	KF	KOS	Autor
Schüttelversuche Boden: Lösung 1:20-1:4	Plainfield Sand: 0,7 % OS, 7 % T	0,844	121**	BOWMAN (1989)
	Collombey: 2,2 % OS, 2,8 % T, pH 7,8	2,22	100,9	BURKHARD & GUTH (1981)
	Les Evouettes: 3,6 % OS, 12,2 % T, pH 6,1	9,36	260,0	
	Vetroz: 5,6 % OS, 22,6 % T, pH 6,7	14,5	258,9	
Schüttelversuche OECD-Richtlinie 106	1,48 % OS*, 9 % T, pH 7,4	Terbutylazin: 2,63	178**	ZUCHA et al. (1991)
	0,96 % OS	0,88	92**	
	0,42 % OS	0,61	145**	
	1,48 % OS*, 9 % T, pH 7,4	Desethylterbutylazin: 0,77	52**	
	0,96 % OS	0,39	41**	
	0,42 % OS	0,29	69**	

\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem Gehalt an Corg: OS = Corg x 2

\*\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem KF-Wert: KOS = 100 (KF/OS) OS = organische Substanz, T = Ton

Die mittels der Langmuir Funktion berechneten Sorptionsmaxima zeigten bei den gleichen Temperaturen eine um den Faktor 3,5 bzw. 2,5 mal so starke Bindung im Niedermoor. Für die Desorption beobachteten die Autoren den ebenfalls bei anderen Triazinen aufgetretenen Effekt der Hysterese (z. B. SWANSON & DUTT 1973). Die Adsorption von Terbutylazin ist abhängig von

der Umgebungstemperatur. Weil die Anlagerung vermutlich exotherm verläuft, ist sie bei 20 °C schwächer als bei 3 °C (LAHM et al. 1991). Für den Metaboliten Desethylterbuthylazin ergab sich ebenfalls eine Abhängigkeit der Bindung vom Humusgehalt der Böden. ZUCHA et al. (1991) ermittelten in Schüttelversuchen für einen schwach humosen Oberboden einen KF-Wert von 0,77 und für einen nur sehr schwach humosen Unterboden von 0,29. Die entsprechenden Werte für den Ausgangswirkstoff Terbuthylazin lagen bei 2,63 sowie 0,61.

### Verlagerung

Von Terbuthylazin sind bis jetzt nur einzelne Fälle von Grundwasserverunreinigungen bekannt geworden (SCHMITZ 1989). Im Gegensatz zu anderen Triazinen, wie z. B. Atrazin oder Simazin, wird es aber auch nicht so häufig angewendet. GUTH & HÖRMANN (1987) klassifizieren Terbuthylazin als wenig mobil. Zu dieser Einschätzung kommen sie mit Hilfe der Bestimmung relativer Mobilitätsfaktoren, die das Versickerungsverhalten des einzustufenden Wirkstoffs mit der Mobilität von Monuron vergleicht. Nach dieser Methode werden Atrazin und Simazin als deutlich mobiler eingestuft. ZUCHA et al. (1991) gehen dagegen von einer größeren Gefahr der Grundwasserverunreinigung nach Anwendung von Terbuthylazin aus. Diese Aussage begründen sie mit dem langsamen Abbau und der schwachen Sorption des Herbizids, die sie in Säulenversuchen beobachtet haben. Im Eluat von 26 cm hohen Bodensäulen war der Wirkstoff bei einer täglichen Beregnungsmenge von 3,8 bis 4 mm nach ungefähr 40 Versuchstagen nachzuweisen. Bei 1,8 mm Beregnungsmenge wurde Terbuthylazin dagegen nicht ausgewaschen. Der Metabolit Desethylterbuthylazin erwies sich in diesen Versuchen als mobiler als die Ausgangssubstanz. Bei der höheren Beregnungsmenge war er bereits nach ungefähr 30 Tagen und bei der niedrigen nach 80 Tagen im Sickerwasser meßbar. Die Konzentrationen waren überdies höher. Nach 100 Versuchstagen waren insgesamt 26 % bzw. 34 % der ursprünglich ausgebrachten Menge des Herbizids in Boden und Sickerwasser wiedergefunden worden. Der niedrigere Wassergehalt in einer Säule wirkte offenbar verzögernd auf den Abbau von Terbuthylazin. BOWMAN (1989) untersuchte die Mobilität von Terbuthylazin, Atrazin und Metolachlor in Freilandlysimetern. Die Lysimeter waren mit einem humusarmen Sandboden gefüllt und wurden mit 3,98 µg, entsprechend 2,25 kg/ha Aktivsubstanz, beaufschlagt. Die Untersuchung von Bodenproben zeigte, daß Terbuthylazin innerhalb von 21 Wochen 20 cm in die Tiefe gewandert war. Atrazin war noch in 30 cm Tiefe nachzuweisen. Im Eluat war Terbuthylazin gar nicht und Atrazin nur in Spuren zu messen. In diesem Zeitraum waren 325 mm Niederschlag gefallen. In einer weiteren Variante wurden die Lysimeter zusätzlich bewässert. An den Versuchstagen 2 und 8 wurden Starkregenereignisse, entsprechend einem Niederschlag von 50 mm, simuliert. Terbuthylazin und Atrazin waren hauptsächlich nach dem ersten Starkregen und weniger stark nach dem zweiten in den Eluaten nachweisbar. Dieses belegt die Gefahr einer stärkeren Einwaschung von Herbiziden durch starke Niederschläge, die kurz nach der Anwendung fallen. Atrazin war über den gesamten Versuchszeitraum insgesamt häufiger und in

größeren Mengen als Terbutylazin im Sickerwasser zu finden. Die Eindringtiefe der Herbizide lag bei diesen Versuchen bei 50 cm (Terbutylazin) und 70 cm (Atrazin). In Felduntersuchungen beobachtete GIESSI (1988) den Austrag von Terbutylazin mit dem Dränagewasser in zwei Maisfeldern in Baden-Württemberg und verglich ihn mit dem Verhalten von Simazin und Atrazin, das in den Vorjahren auf diesen Flächen angewendet worden war. Terbutylazin, das in einer Menge von  $\approx 1$  kg/ha Ende April 1985 erstmalig angewendet worden war, war bereits zwei Wochen danach im Dränagewasser nachzuweisen. Die höchsten Gehalte traten drei bis vier Wochen nach der Anwendung auf. Sie lagen zwischen 1,9 und 23  $\mu\text{g/l}$ . Das Austragsverhalten des Metaboliten Desethylterbutylazin war dem Terbutylazin hinsichtlich des zeitlichen und größenordnungsmäßigen Auftretens im Dränagewasser ähnlich. Eine zweite Anwendung des Herbizids erfolgte im Mai 1986. Zum Ende der Untersuchungsperiode im Dezember 1986 waren Terbutylazin und sein Metabolit immer noch in Konzentrationen um 0,2  $\mu\text{g/l}$  in der Dränage nachweisbar. Die Höhe und die Nachhaltigkeit des Austrages ähnelt damit dem Verhalten von Atrazin und Simazin. Atrazin trat ein Jahr nach seiner letzten Anwendung (die Anwendungsmenge war vom Autor nicht ermittelt worden) ebenfalls noch mit z. T. hohen Gehalten, die oftmals Perioden mit niedrigen Gehalten folgten, im Dränagewasser auf. 3,5 Jahre nach der letzten Anwendung lagen die mittleren Konzentrationen von Atrazin und Desethylatrazin um 0,1  $\mu\text{g/l}$ . Ein ähnliches Verhalten zeigte Simazin. Allerdings waren die ermittelten Konzentrationen auf Grund der geringeren Anwendungshäufigkeiten und -mengen auch niedriger. Die Verlagerung von Terbutylazin ließ sich auch an Hand der Bodenkonzentrationen nachweisen. 5,5 Monate nach der letzten Anwendung war der Wirkstoff bis in 1 m Tiefe eingedrungen. Die höchsten Gehalte befanden sich aber im Oberboden. Im ersten Anwendungsjahr lagen sie auf beiden Feldern bei 88 bzw. 55  $\mu\text{g/kg}$ , im zweiten bei 126 bzw. 158  $\mu\text{g/kg}$ . In 60 bis 80 cm Tiefe traten Gehalte um 20 (1985) sowie 28 bis 41  $\mu\text{g/kg}$  (1986) auf. Darunter sanken die Werte in allen Proben auf  $< 5$   $\mu\text{g/kg}$ . Die Gehalte von Desethylterbutylazin wurden von GIESSL (1988) für den Oberboden mit 40  $\mu\text{g/kg}$  und für die unteren Bodenproben mit 13  $\mu\text{g/kg}$  (60-80 cm Tiefe) bzw.  $< 5$   $\mu\text{g/kg}$  (80-100 cm Tiefe) angegeben. Die Gehalte von Atrazin lagen im Oberboden 18 Monate nach letztmaliger Anwendung zwischen 13 und 29  $\mu\text{g/kg}$  und im Unterboden um 10  $\mu\text{g/kg}$ . Sie gingen in den Folgejahren kontinuierlich zurück und waren im vierten Jahr im gesamten Bodenprofil nicht mehr nachzuweisen.

### 3.4.3 Chlortoluron

Chlortoluron 3-(3-chloro-4-methylphenyl)-1,1-dimethyl-harnstoff wird im Boden hauptsächlich von Mikroorganismen abgebaut (SMITH & BRIGGS 1978). Günstige Lebensbedingungen, optimale Umgebungstemperatur und Feuchteverhältnisse, beeinflussen daher die Abbauraten (KIBLER 1979, VAAGT 1980). Auf einer sandig lehmigen Parabraunerde in Schleswig-Holstein wurde Chlortoluron

in den ersten 30 Tagen nach der Anwendung mit 38 bis 52% am stärksten abgebaut (VAAGT 1980). Daraus berechnete VAAGT (1980) Halbwertszeiten zwischen 30 und 60 Tagen (Tab. 3-15). Vergleichbar dem Abbau von Isoproturon erwies sich die Anwendung im Sommer auf Grund der höheren Temperaturen als schneller als der Abbau im Winter. Von April bis September wurden 70 bis 90% abgebaut, im Winter dagegen nur 50 bis 60%. Stärker als die Temperatur wirkt die Bodenfeuchtigkeit auf die Mineralisierung von Chlortoluron (KIBLER 1979).

Tab. 3-15: Halbwertszeiten für den Abbau von Chlortoluron

Versuchs- bedingungen	Boden	Halbwertszeit [d]	Autor
Laborversuch: Temp.: 10-30 °C H <sub>2</sub> O: 40-90% WKmax	4,1% OS, 16% T, pH 5,1 1,6% OS, 16% T, pH 7,0	87-135 69-114	COTTERILL (1988)
Feldversuch: pH 6,8	2,5% OS, 27,9% T,	33-56	KIBLER (1979)
Laborversuch: Temp.: 5-35 °C H <sub>2</sub> O: 2,7-18,8%		34-5255	
Laborversuch: Temp.: 25-35 °C	48% OS, 16% T, pH 5,4 0,7% OS, 3% T, pH 7,7	582-2306 266-4730	MADHUN & FREED (1987)
Feldversuch:	1,85 OS, 10,9% T	30-60	VAAGT (1980)
Laborversuch: Temp.: 20 °C H <sub>2</sub> O: 12-14%		40-50	

OS = organische Substanz, T = Ton.

In Laborversuchen verkürzte sich die Halbwertszeit auf weniger als 10%, nämlich von 850 auf 74 Tage, bei einer Anhebung des Wassergehaltes in den Versuchsgefäßen von 2,7 auf 13,6 Gew.-%. Die Versuchstemperatur lag bei 20 °C. Bei weiterem Ansteigen des Wassergehaltes auf 18,8 Gew.-% konnte die Halbwertszeit noch einmal halbiert werden. Bei einem Wassergehalt von 13,6 Gew.-% sank die Halbwertszeit bei ansteigender Versuchstemperatur von 5 auf 20 und 35 °C von 560 auf 74 und 68 Tage. Der wichtigste Abbaupfad für Chlortoluron im Boden ist die Demethylierung. Daneben kann die Oxidation der 4-methylphenylgruppe für die Mineralisierung bedeutend sein. In Laborversuchen, die SMITH & BRIGGS (1978) mit drei Böden durchführten, bildete sich innerhalb von drei Wochen Monomethylchlortoluron. Weitere Metaboliten konnten nicht nachgewiesen werden. Versuche zum mikrobiellen Abbau von Monomethylchlortoluron und von Di-desmethylchlortoluron (die Bildung des Metaboliten konnte allerdings nicht nachgewiesen werden) ergaben



Halbwertszeiten von vier bis acht Wochen. Der Nachweis der Bildung von Di-desmethylchlortoluron beim Abbau von Chlortoluron im Boden gelang GROSS et al. (1979). Daneben wiesen sie Monomethylchlortoluron und 1-(3-chloro-4-carboxyphenyl)-3,3-dimethyl-harnstoff als wichtige Metaboliten nach. Unter anaeroben Verhältnissen kann der Abbau von Chlortoluron deutlich verlängert werden. LEUCHS et al. (1990) beobachteten bei Infiltrationsversuchen mit Atrazin, Simazin, Chlortoluron und Isoproturon keinen Abbau der Wirkstoffe während der gesamten Fließzeit im Untergrund. In Laborversuchen mit überstauten sandigen Sedimenten wiesen MÜLLER-WEGENER et al. (1991) für Chlortoluron eine Halbwertszeit von ungefähr 300 Tagen nach.

### Adsorption

Die Adsorption von Chlortoluron findet hauptsächlich an der organischen Substanz im Boden statt (u. a. BÖTTGER et al. 1977). Die Bindung von Chlortoluron im Boden ist nicht sehr stark. BÖTTGER et al. (1977) zeigten für 14 Bodenproben Adsorptionskonstanten mit Hilfe der Freundlich-Gleichung zwischen 1,0 und 8,5 (Tab. 3-16). Die Bindung war offensichtlich auch nur locker, wie die von ihnen ebenfalls ermittelten Desorptionskonstanten zwischen 1,8 und 10,6 andeuten. Die von COTTERILL (1988) vorgelegten Adsorptionskonstanten von 4,4 und 8,7 liegen in der gleichen Größenordnung wie die von BÖTTGER et al. (1977). Besondere Bedeutung hinsichtlich der Grundwassergefährdung kann die Bildung wasserlöslicher Komplexe von Pflanzenschutzmitteln mit bodenbürtigen organischen Substanzen haben. MADHUN et al. (1986) zeigten, daß die Bindung von Chlortoluron an wasserlösliche organische Verbindungen, die aus einem Boden extrahiert worden waren, rund 70 mal stärker war als an den Boden selber.

Tab. 3-16: Adsorptionskonstanten für Chlortoluron in verschiedenen Böden

Versuchs- beding.	Boden OS*[%]	T	KF-Wert Ads[%]	KOS** Ads	KF-Wert Des	Autor
Schüttel- versuche	2,2	30,3	1,08	49,1	2,00	BÖTTGER et al. (1977)
	3,8	2,1	4,11	195,7	6,07	
Boden:	5,0	39,8	2,36	47,2	3,58	
Lösung	3,3	42,9	1,48	44,8	2,35	
1:10	2,9	21,5	1,49	51,4	3,08	
	2,2	45,6	0,98	44,5	1,88	
	1,7	6,0	0,97	57,1	1,83	
	2,1	14,2	1,16	55,2	2,16	
	2,4	12,1	1,84	76,7	3,68	
	9,1	16,9	8,45	92,9	10,55	
	4,7	24,9	3,46	73,6	7,03	
	2,1	8,2	1,88	89,5	4,29	
	4,5	26,9	3,17	70,4	6,16	
	3,4	8,6	2,74	80,6	6,82	
Schüttel- versuche	7,1	16	8,67	54,2		COTTERILL (1988)
	2,8	16	4,44	158,5		

\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem Gehalt an Corg: OS = Corg x 2 \*\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem K<sub>F</sub>-Wert: KOS = 100 (K<sub>F</sub>/OS) OS = organische Substanz, T = Ton.



## Verlagerung

Eine den Triazinen vergleichbare Mobilität zeigte Chlortoluron in Lysimeterversuchen und Feldversuchen in Schleswig-Holstein (MÜLLER-WEGENER 1991). Eine Verlagerbarkeit, wenn auch in geringem Maße, zeigten auch die Untersuchungen von GROSS et al. (1979), KIBLER (1979) und VAAGT (1980). Hierbei wurde eine leichte Verlagerbarkeit der Metaboliten nachgewiesen. KIBLER (1979) konnte in seinen Feldversuchen in Schleswig-Holstein ein Vordringen von Chlortoluron bis in 10 cm Bodentiefe ermitteln. Nach einer Anwendung von 2 kg/ha waren nach zwei Wochen in der Schicht von 5-10 cm Tiefe 0,05 µg/g Chlortoluron nachzuweisen. Nach 43 Tagen erreichte die Konzentration mit 0,21 µg/g ihren höchsten Wert, um danach auf 0,06 µg/g abzusinken. Höhere Niederschläge im zweiten Versuchsjahr führten zu einer schnelleren Verlagerung. Bereits nach vier Tagen war mit 0,04 µg/g das Herbizid in 10 cm Tiefe versickert. Das Maximum mit 0,23 µg/g wurde in dieser Tiefe nach einem Monat erreicht. In beiden Versuchsjahren wurde Chlortoluron in der ebenfalls beprobten Schicht von 20-30 cm Tiefe nicht nachgewiesen. Ähnliche Ergebnisse erbrachten die Untersuchungen von VAAGT (1980). Er ermittelte in Bodenproben, die nach Abernten des Winterweizens in 7,5-20 cm Tiefe genommen worden waren, Konzentrationen für Chlortoluron, die ungefähr 10% der in der darüberliegenden Schicht um 7,5 cm-Tiefe betrugen.

### 3.4.4 Isoproturon

#### Abbau

Der Abbau von Isoproturon (N-(4-Isopropylphenyl)-N',N'-dimethylharnstoff) verläuft hauptsächlich mikrobiell. Wie bei anderen Pflanzenschutzmitteln erfolgt darum die Mineralisierung des Herbizids dann am schnellsten, wenn die Lebensbedingungen im Boden für die mikrobielle Biomasse günstig sind. Großen Einfluß haben die Bodentemperatur und die Feuchteverhältnisse (SOULAS & REUDET 1977, MUDD et al. 1983, BERGER 1989). MUDD et al. (1983) untersuchten den Abbau von Isoproturon in Gefäßversuchen (Tab. 3-17). Mit Hilfe einer sequentiellen Extraktion und dünnschichtchromatographischer Bestimmung wurden nach zwei, vier und sechs Wochen die Abbauprodukte untersucht. Der Hauptabbauweg des Phenylharnstoffs verläuft über Dealkylierung zum 4-(2-Hydroxyisopropylphenyl)-anilin. Als weitere Metaboliten traten N'-(4-Isopropylphenyl)-N-methylharnstoff, N'-[4-(2-Hydroxyisopropylphenyl)]-N-methylharnstoff und 4-(2-Hydroxyisopropylphenyl)-harnstoff auf. Der erste Abbauschritt zum N'-(4-Isopropylphenyl)-N-methylharnstoff verläuft nach FOURNIER et al. (1975) cometabolisch. Die beiden folgenden Schritte sind metabolisch (SOULAS & REUDET 1977). In zweijährigen Feldversuchen auf zwei Standorten in der Nähe von Göttingen konnte von den von MUDD et al. beschriebenen Abbauprodukten nur der nach einfacher Demethylierung entstehende Metabolit N-(4-Isopropylphenyl)-N'-methylharnstoff nachgewiesen

werden (BERGER 1989). Die Verbindung war teilweise bereits einen Tag nach der Anwendung zu finden. Nach ungefähr drei Wochen erreichte ihre Konzentration das Maximum mit 10-40% des Gehalts von Isoproturon, entsprechend 0,06-0,16 mg/kg. Daneben konnte BERGER (1989) noch die Bildung eines weiteren unbekannten Metaboliten belegen, bei dem es sich um eine relativ polare Substanz handeln muß. Seine Konzentration erreichte ebenfalls in den ersten drei Wochen ihren Höchstwert. Der genaue Wert war aber wegen der unbekannten Struktur nicht zu ermitteln.

In Gefäßversuchen von MUDD et al. (1983) lagen die Halbwertszeiten in den meisten Fällen zwischen 14 und 21 Tagen (Tab.3-17). Sie waren abhängig von der Bodentemperatur und der -feuchte, aber unabhängig von der Ausgangskonzentration. Bei sinkendem Wassergehalt von 180 auf 70 g/kg erhöhte sich der DT-50-Wert bei einer Versuchstemperatur von 30 °C von 13,8 auf 16,3 Tage. Bei gleichem Wassergehalt verlängerte sich die Halbwertszeit bei einer Senkung der Temperatur von 30 auf 4 °C entsprechend von 14,8 auf > 70 Tage. Die Abhängigkeit von Temperatur und Wassergehalt bestätigten auch die Laborversuche von BERGER (1989). Bei 0 °C waren die Halbwertszeiten mit 39 bis 46 Tage in einem Sandboden und mit 46 bis 53 Tage in einem Lehm Boden am längsten (berechnet nach einer Reaktion 1. Ordnung). Sie waren damit deutlich kürzer als die von MUDD et al. (1983) ermittelten Werte bei 4 °C. Bei Temperaturerhöhungen um jeweils 10 °C vergrößerte sich die Abbaugeschwindigkeit um das zwei- bis vierfache. Bei 20 °C lagen die Halbwertszeiten im Sandboden zwischen elf und 14 Tagen und im Lehm Boden zwischen 13 und 14 Tagen. Der Einfluß der Temperatur auf die Mineralisierungsgeschwindigkeit ist ausgeprägter als der der Bodenfeuchte, denn Änderungen des Wassergehalts beeinflussen den Reaktionsverlauf nur wenig. Bedeutsam ist die Beobachtung eines verzögerten Abbaus im Lehm Boden bei Versuchsbedingungen mit hohen Wassergehalten, die 80% der maximalen Wasserkapazität entsprechen. Hierbei können u. U. anaerobe Bedingungen auftreten, die die Zersetzung hemmen. Weiterhin beeinflussen die Bodenverhältnisse den Abbau von Isoproturon, wie der Vergleich zwischen Sand- und Lehm Boden zeigt. Der Abbau war im Sandboden etwas schneller als im schwereren Lehm. BERGER (1989) führt dieses auf verstärkte Adsorption des Isoproturons auf Grund höherer Humus- und Tongehalte im Lehm Boden zurück. BERGER (1989) untersuchte den Abbau von Isoproturon auch im Freiland. Die ermittelten DT-50-Werte waren in Übereinstimmung mit den Laborversuchen im Sandboden 3-4,5 Tage kleiner als im Lehm Boden. Die Werte für die Nachauflaufbehandlungen im Winter und im Frühjahr lagen zwischen 13 und 23 Tagen im Sandboden und zwischen 17 und 32 Tagen im Lehm Boden. Die Temperaturabhängigkeit des Abbaus zeigte sich in verlängerten Abbaupzeiten der Nachauflauf-Winter-Anwendung. Die DT-50-Werte waren in beiden Böden für die Winter-Anwendung ungefähr 1,5 mal größer als für die Frühljahrs-Anwendung. Bei den DT-90-Werten ergaben sich zwischen den Versuchsvarianten keine Unterschiede. Sie lagen zwischen 62 und 68 Tagen. Diese von BERGER (1989) ermittelten DT-90-Werte zeigen eine relativ gute Übereinstimmung zu Werten, die im Untersuchungsgebiet "Weierbach" gemessen wurden. 60 Tage nach der Anwendung von Isoproturon in lehmigen

Schluffböden wurden noch knapp 15% der Ausgangskonzentration ermittelt (MOKRY 1991). Im weiteren Versuchsverlauf ging die Konzentration nach 120 Tagen gegen Null.

Tab. 3-17: Halbwertszeiten für den aeroben Abbau von Isoproturon

Versuchsbedingungen	Boden	Halbwertszeit [d]	Autor
Laborversuche: H <sub>2</sub> O: 70-180 g/kg Temp.: 30 °C H <sub>2</sub> O: 150 g/kg Temp.: 4-30 °C	3,4% OS*, 14 % T, pH 7,6	16,3 - 13,8  > 70 - 14,8	MUDD et al. (1983)
Laborversuche: H <sub>2</sub> O:40-80% WKmax Temp. 0 °C Temp. 10 °C Temp. 20 °C	Waake: 0,8% OS, 7,1 % T, pH 5,8	46,2 - 38,5 20,7 - 14,0 13,7 - 11,2	BERGER (1983)
H <sub>2</sub> O:40-80% WKmax Temp. 0 °C Temp. 10 °C Temp. 20 °C	Weende: 1,8 % OS, 18,8 %T, pH 7,2.	52,0 - 52,8 25,2 - 15,7 14,3 - 12,5	
Feldversuche:			
Nachaufl. Wint.	Waake:	19,2 - 22,9	
Nachaufl. Früh.		12,5 - 20,4	
Nachaufl. Wint.	Weende	24,7 - 32,4	
Nachaufl. Früh.		17,4 - 21,3	

\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem Gehalt an Corg: OS = Corg x 2; OS = organische Substanz, T = Ton

### Adsorption

Die Phenylharnstoffe werden im Boden hauptsächlich von der organischen Substanz gebunden (u. a. HANCE 1965, HARRIS & SHEETS 1965, BÖTTGER et al. 1977). Daneben spielen die Tonminerale in Verbindung mit Fe- und Al-Ionen sowie ihren Hydroxiden für die Bindung aber auch eine Rolle (TERCE & CALVET 1975). GAILLARDON et al. (1980) untersuchten den Einfluß der Bodenreaktion und verschiedener Kationen auf die Adsorption von Phenylharnstoffen an Huminsäuren. Sie zeigten dabei, daß die Bindung mit abnehmendem pH-Wert auf Grund der Bildung von Wasserstoffbrücken zwischen den funktionellen Gruppen der Huminsäuren und den Molekülen der Phenylharnstoffe zunimmt. Der Vergleich von vier Herbiziden ergibt eine Reihenfolge der Bindungsintensität von Diuron = Linuron > Metoxuron > Isoproturon. Die Anwesenheit von Ca-Ionen beeinflusst die Bindung der Herbizide.



### **Verlagerung**

BERGER (1989) untersuchte in Feldversuchen die Einwaschung von Isoproturon in tiefere Bodenschichten. Er verglich die Anwendung mit Aufwandsmengen von 3 l/ha (entsprechend 1,5 kg Aktivsubstanz/ha) im Nachauflauf im Winter und im Frühjahr. Dabei zeigte sich auf Grund der höheren Wassergehalte der Böden bei Anwendung des Herbizids im Winter eine stärkere Verlagerung. Im Sandboden waren nach 5 1/2 Wochen in 5-10 cm Tiefe 0,182 mg/kg Isoproturon nachzuweisen, bei Anwendung im Frühjahr zum gleichen Zeitpunkt dagegen nur 0,026. Diese Konzentrationen entsprechen ungefähr 30% bzw. 17% der Werte aus der darüberliegenden Bodenschicht von 0-5 cm. Im Lehm Boden betrugen die prozentualen Anteile des nachgewiesenen Herbizids in der unteren Bodenschicht 11 % bei der Anwendung im Winter und 3 % im Sommer. BERGER (1989) konnte damit eine Abhängigkeit der Verlagerungsneigung des Isoproturons von der Durchlässigkeit des Standorts (Sandboden > Lehm Boden) nachweisen. Daneben spielte der Bedeckungsgrad der Böden und damit die Menge des auf den Boden gelangenden Herbizids eine wichtige Rolle hinsichtlich der Abschätzung der Verlagerung.

### **3.4.5 Methabenzthiazuron**

#### **Abbau**

Methabenzthiazuron (1,3-Dimethyl-3-(2-benzthiazolyl)-harnstoff) wird wie die anderen Harnstoffherbizide auch überwiegend mikrobiell abgebaut (u. a. WALLNÖFER et al. 1976). Gegenüber chemischen Reaktionen ist die Verbindung relativ beständig. Der Abbau unter Laborbedingungen verläuft langsam, kann aber unter Freilandbedingungen beschleunigt werden (FÜHR & MITTELSTAEDT 1976, SCHMIDT 1977). Der Pilz *Cunninghamella echinulata* ist besonders gut in der Lage, Phenylharnstoffe durch N-Demethylierung abzubauen. WALLNÖFER et al. (1976) überprüften dieses auch für Methabenzthiazuron in Laborversuchen. Nach ungefähr acht Tagen erreichten zwei während des Abbaus gebildete Metaboliten ihre größte Konzentration. Von 400 µMol/l Methabenzthiazuron waren am Versuchsende noch 181 µMol/l und 35 bzw. 82 µMol/l an Metaboliten in der Nährlösung nachweisbar. Im Pilzmycel selber traten nur die beiden Metaboliten in Konzentrationen von 36 und 12 µMol/l auf. Die beiden Metaboliten wurden als 3-(Benzthiazol-2-yl)-1-methylharnstoff und 3-(6-Hydroxy-benzthiazol-2-yl)-1,3-dimethylharnstoff identifiziert. In den Versuchen von CHENG et al. (1978), die mit C14-markiertem Methabenzthiazuron den Abbau untersuchten, bestätigte sich die langsame Mineralisierung. Dabei werden sowohl der heterozyklische Teil des Moleküls als auch die Carbonyl-Gruppe an der Harnstoffgruppe nur schwer abgebaut, während die Methylgruppen an beiden N-Positionen deutlich schneller mineralisiert werden. Damit scheint (Benzthiazol-2-yl)-harnstoff im Boden ein recht stabiler Metabolit zu sein. MAASFELD (1981) berechnete aus Abbaukurven des Methabenzthiazuron Halbwertszeiten. Er bezeichnet die Angaben

allerdings nur als bedingt begründet, da zum einen nur der extrahierbare Anteil für die Berechnung verwendet wurde und zum anderen der Abbau der Substanz innerhalb des Versuchszeitraumes nicht bis zur Hälfte erfolgte. Für die drei Standardböden der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt in Speyer ermittelte er Halbwertszeiten zwischen 90 (Boden 2.3) und 250 Tagen (Böden 2.1 und 2.2). Dabei stimmt nur der Wert des Bodens 2.3 mit dem von FÜHR & MITTELSTAEDT (1976) ermittelten Halbwertszeiten von ungefähr 4 Monaten überein. PESTEMER & MALKOLMES (1981) ermittelten in Getreidefeldern ebenfalls eine Halbwertszeit für die Abnahme der Ausgangskonzentration von ungefähr 120 Tagen. Sie zeigten aber auch, daß sich der Abbau im Winter deutlich verzögert. Bei Herbstapplikation verlängerte sich der Zeitraum auf ungefähr 300 Tage.

Tab. 3-18: Adsorptionskonstanten für Methabenzthiazuron in verschiedenen Böden

Versuchs- bedingungen	Boden OS*	T	KF-Wert Ads.	KOS**	KF-Wert Des.	Autor
Schüttel- versuche	2,2	30,3	3,08	140	5,57	BÖTTGER et al. (1977)
Boden:	3,8	2,1	14,58	384	22,66	
Lösung	5,0	39,8	8,08	162	11,72	
1:10	3,3	42,9	5,12	155	7,93	
	2,9	21,5	6,62	228	11,46	
	2,2	45,6	3,41	155	6,4	
	1,7	6,0	3,57	210	6,85	
	2,1	14,2	4,17	199	7,59	
	2,4	12,1	7,25	302	11,08	
	9,1	16,9	26,43	290	33,44	
	4,7	24,9	10,02	213	13,84	
	2,1	8,2	4,77	227	9,87	
	4,5	26,9	11,24	250	17,94	
	3,4	8,6	9,19	270	13,01	
Schüttel- versuche	2,1	18,2	5,6	267		JARCZYK (1972)
Boden:	2,5	7,3	7,0	280		
Lösung	2,9	11,5	8,0	276		
1:10	4,9	12,2	8,5	173		
	6,4	9,8	7,6	119		
	77,6	15,0	8,9	117		
	61,8	7,3	6,0	9,7		MAASFELD (1981)
Schüttel- versuche	Boden 2.1					
Boden:	0,96	5,5	11,51	1200		
Lösung	Boden 2.2					
1:10	4,38	8,8	33,83	772		
	Boden 2.3					
	1,38	8,6	14,16	1030		

\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem Gehalt an Corg:  $OS = Corg \times 2$

\*\* berechnet nach den Angaben der Autoren aus dem  $K_F$ -Wert:  $K_{OS} = 100 (K_F/OS)$  OS = organische Substanz, T = Ton



### **Adsorption**

Die Bindung des Methabenzthiazurons im Boden wird vom Humus- und Tongehalt beeinflusst (u. a. BÖTTGER et al. 1977). BÖTTGER et al. (1977) ermittelten Adsorptions- und Desorptionskonstanten für die Bindung von Methabenzthiazuron, Chlortoluron und Terbutryn in 14 Böden (Tab. 3-18). Methabenzthiazuron und Terbutryn wurden dabei ungefähr um den Faktor drei stärker gebunden als Chlortoluron. Die mit Hilfe der Freundlich-Gleichung ermittelten Konstanten erreichten für die Adsorption Werte zwischen 3,1 und 26,4 sowie für die Desorption zwischen 5,6 und 33,4. Diese Werte zeigen eine gute Übereinstimmung zu denen von MAASFELD (1981), der für die drei Standardböden Adsorptionskonstanten zwischen 11,5 und 33,8 ermittelte.

### **Verlagerung**

JARZCZYK (1972) untersuchte die Mobilität von Methabenzthiazuron in Laborsäulen. Nach 200 mm Niederschlag innerhalb von 48 Stunden wanderte es in Abhängigkeit von den Böden 5 bis 20 cm tief. Am tiefsten war das Herbizid in einem schwach humosen tonigen Sand verlagert worden. Dort wurden in 10 bis 20 cm Tiefe 2% des Methabenzthiazurons im Boden nachgewiesen. In einem stark humosen lehmigen Sand lag die Eindringtiefe bei 10 cm (16%) und in einem mittel humosen tonigen Sand bei 5 cm (15%). In allen drei Bodensäulen verblieb der größte prozentuale Anteil an Methabenzthiazuron in den obersten 5 cm. Im Eluat war der Wirkstoff nach fünf Versuchstagen mit insgesamt 500 mm Niederschlag nicht nachzuweisen. In Säulenversuchen, die von FÜHR et al. (1989) mit dem sandigen, schwach humosen Standardboden 2.1 und einer humosen Parabraunerde durchgeführt worden waren, waren dagegen Spuren, ungefähr 0,1% des mit C14 ringmarkierten Wirkstoffs, an Methabenzthiazuron im Eluat nachzuweisen. Der größte Anteil verblieb in beiden Böden aber in 0-4 cm Tiefe. Unterhalb von 10 cm Tiefe war von der eingesetzten Radioaktivität weniger als 1% eingewandert. In Freilandlysometern, die mit einer Parabraunerde gefüllt und auf die zu Winterweizen Methabenzthiazuron angewendet worden war, versickerten innerhalb von 51 Monaten 0,5% der gesamten Radioaktivität. Zum Versuchsende waren noch 34% des [carbo-nyl-14C]Methabenzthiazuron bis in 30 cm Tiefe verblieben. In 30-110 cm Tiefe wurden 1,7% der eingesetzten Radioaktivität ermittelt. Die im Boden verbliebenen Rückstände wurden bevorzugt von den Huminen gebunden.

### **3.4.6 Dichlorprop und Mecoprop**

#### **Abbau**

Der Abbau von Dichlorprop (2-(2,4-Dichlorphenoxy)propionsäure) verläuft im Boden sehr schnell. Er ist abhängig vom Ausgangsgehalt der Verbindung im Boden, vom Gehalt an organischer Substanz und an mikrobieller Biomasse (NOWAK & JORZIG 1989) sowie von der Bodenreaktion (HANCE 1979). NOWAK & JORZIG (1989) ermittelten Halbwertszeiten in Abhängigkeit vom

Ausgangsgehalt an Dichlorprop im Boden zwischen 10 bis 30 Tagen (10 mg/kg) und 20 bis 70 Tagen (100 mg/kg). Sie zeigten auch, daß die Abbaugeschwindigkeit eine direkte Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz im Boden aufweist. In ihren Versuchen steigt die Geschwindigkeit linear mit dem Logarithmus des Gehalts an organisch gebundenem Kohlenstoff. Sie erklären dieses Phänomen, das in Widerspruch zu Abbaubersuchen mit anderen Herbiziden steht, mit einer Zunahme der mikrobiellen Biomasse durch Mischen des Bodens mit Komposterde. Den schnellen Abbau von Dichlorprop im Boden bestätigen auch die Versuche von HANCE (1979). In zwei Sandböden war das Herbizid innerhalb von 14 Tagen fast vollständig abgebaut. Weil der Abbau so schnell erfolgt, ist der Einfluß der Bodenreaktion auf die Mineralisierungsgeschwindigkeit in landwirtschaftlich genutzten Böden mit einem pH-Optimum im neutralen bis schwach sauren Bereich zu vernachlässigen. Bei sinkenden pH-Werten verlängert sich aber die Halbwertszeit. Bei pH 5,1 bzw. 5,2 waren vom ursprünglichen Gehalt an Dichlorprop von 5 µg/kg in den beiden Böden nach acht Tagen noch 0,31 bzw. 1,48 µg/kg und nach 15 Tagen noch 0,04 bzw. 0,06 µg/kg meßbar. Bei höheren pH-Werten von 6,3 bzw. 6,1 lagen zu den gleichen Zeitpunkten die Gehalte im Boden bei 0,08 bzw. 0,26 µg/kg und <0,01 bzw. 0,04 µg/kg. Mit weiter ansteigenden pH-Werten ändern sich die Abbaugeschwindigkeiten nicht mehr (HANCE 1979). Der Wirkstoff Dichlorprop wird in Böden und Pflanzen zu Dichlorphenol umgewandelt. Der weitere Abbau erfolgt über Ringhydroxylierung und Ringöffnung (PERKOW 1988). Vergleichbar dem Dichlorprop ist Mecoprop 2-(4-Chlor-2-methyl-phenoxy)-Propionsäure im Boden wenig persistent. Es wird in Böden und Pflanzen zum 2-Methyl-4-Chlorphenol abgebaut. Die Hydroxylierung erfolgt wahrscheinlich in der 6-Stellung am Ring. Der weitere Abbau führt schließlich zur Ringöffnung (PERKOW 1988).

### Verlagerung

Die Verlagerbarkeit von Dichlorprop und Mecoprop untersuchte GIESSL (1988) im oberen Gäu in Baden-Württemberg. In einem dränierten landwirtschaftlich genutztem Gebiet, in dem die Wirkstoffe zwischen 1982 und 1987 auf 46 bis 77% der Fläche zur Unkrautbekämpfung im Getreide eingesetzt wurden, war Dichlorprop nur 1986 zu einem Probenahmetermin im Mai und Mecoprop nur im Juni nachzuweisen. Die Konzentration betrug für Dichlorprop 0,15 µg/l und für Mecoprop <0,05 µg/l. Weil beide Verbindungen im Boden wenig persistent sind, ist ihr Eindringen in tiefere Bodenschichten nur im Anwendungszeitraum denkbar. Fallen in dieser Zeit gleichzeitig hohe Niederschläge, ist mit einer tieferen Verlagerung im Boden zu rechnen. Bei Beprobung der Bronnbachquelle zum Nachweis von Dichlorprop und Mecoprop, die mit einem Einzugsgebiet von 85 km² die Stadt Rottenburg mit Trinkwasser versorgt, wies GIESSL (1988) zu wenigen Terminen Dichlorprop im Rohwasser nach. Bei elf Probenahmeterminen im Mai 1986 waren zwei Proben mit 0,16 bzw. 0,08 µg/l belastet. Zwei weitere hatten Konzentrationen < 0,05 µg/l und in den restlichen Wasserproben war Dichlorprop nicht nachweisbar. Die analytische Bestimmung von

Mecoprop ergab an einem Termin einen Gehalt von 0,13 µg/l und in zwei weiteren Proben Konzentrationen <0,05 µg/l. In den restlichen Proben war Mecoprop nicht nachweisbar. GIESSL (1988) berechnete für vier Quellen in der mittleren Schwäbischen Alb die Mecoprop-Frachten mit dem Grundwasser und den mittleren prozentualen Eintrag der im Wassereinzugsgebiet eingesetzten Anwendungsmenge. Von der eingesetzten Menge wurden zwischen 0,02 und 0,11% in den Quellen wiedergefunden. Ein Vergleich zum in diesem Gebiet ebenfalls eingesetzten Atrazin zeigte für Mecoprop einen zehn mal kleineren Austrag bei sechs- bis 18-fach höherer Anwendungsmenge in den Wassereinzugsgebieten. Im ebenfalls beprobten Untersuchungsgebiet des Oberen Gäu, war der Mecoprop-Eintrag nochmal um den Faktor zehn bis 40 geringer. Dies ist auf die mächtigeren Bodendeckschichten im Oberen Gäu zurückzuführen, die für das wenig persistente Mecoprop eine gute Barriere bei der Verlagerung mit dem Sickerwasser darstellen.

## 4 Untersuchungsansatz und -methodik

### 4.1 Bestandsaufnahme im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern

#### 4.1.1 Grundwasser

Gemäß DIN 4049 (Teil 5, Entwurf April 1990) ist Grundwasser unterirdisches Wasser, das Hohlräume der Erde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird. Sehr flache Grundwässer direkt unterhalb der Kapillarzone und Stauwässer wurden im Rahmen der Detailuntersuchung (vgl. Kap. 4.2.4.5) beprobt.

Der bei KLEINE et al. (1989a, 1989b) bereits vorgestellte Untersuchungsansatz sollte erkennen lassen, ob eine Beeinträchtigung des Grundwassers vorliegt bzw. welche Größenordnung diese annimmt. Auch für viele Oberflächengewässer, insbesondere im Bereich des Halterner Mühlenbaches, ist die Kenntnis über eine Belastung des Grundwassers von Bedeutung, da die Vorfluter und damit auch der Stausee vor allem in langen Trockenwetterzeiträumen überwiegend durch Grundwasser gespeist werden. Das Schwergewicht der Untersuchung lag daher auch im Bereich der Halterner Sande und der Sande der Stever-Niederterrasse (Porengrundwasserleiter) sowie im Bereich der Dülmener Sandkalke, da sie die bedeutenden Grundwasservorkommen im Einzugsgebiet darstellen.

Die generellen Kriterien für die Brunnenauswahl waren nach KLEINE et al. (1989a):

- Sie liegen in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten
- Die Brunnentiefen und Grundwasserflurabstände sind entsprechend den Aquiferbedingungen möglichst gering
- Bei den gut durchlässigen, unbedeckten Grundwasserleitern mit freiem Wasserspiegel läßt sich ein landwirtschaftlicher Einfluß durch höhere Nitratwerte erkennen
- Im Oberstrom der Brunnen lag 1988 ein höherer Maisanteil bei der landwirtschaftlichen Nutzung vor

Der höhere Maisanteil wurde als Auswahlkriterium genommen, da nur bei Mais automatisch auf eine hohe Behandlungsdichte mit nur einem Wirkstoff, in diesem Fall Atrazin, geschlossen werden konnte. Aufgrund des flächendeckenden Einsatzes und grundwassergängiger Eigenschaften ist Atrazin auch das mit Abstand am häufigsten im Rohwasser von öffentlichen Grundwassergewinnungsanlagen gefundene PSM in der Bundesrepublik (SCHMITZ 1989) ebenso wie in Nordrhein-Westfalen und im Münsterland (VAN BERK 1988, FRIEGE & VAN BERK 1989). Neben der Ermittlung der PSM-Gehalte erfolgte eine Bestimmung der Hauptkationen und -anionen



sowie die Messung der physikalisch-chemischen Parameter vor Ort. Die Analytik auf die PSM und die Begleitparameter erfolgte wie in Kapitel 3.4 ausgeführt.

Gegenüber einer stärker flächendeckenden Erhebung wurde der mehrmaligen Beprobung einer Meßstelle der Vorzug gegeben, da, wie Befunde in Wasserwerksbrunnen zeigen, Konzentrationen von PSM häufig starken Schwankungen (IPS 1987, VAN BERK 1988, MÜLLER-WEGENER et al. 1991) unterliegen. Das häufige Auftreten von Befunden im Bereich der analytischen Nachweisgrenze macht gleichzeitig auch zur Absicherung eines einmaligen Befundes, aber auch zur Erfassung zeitlich unterschiedlich bedingter Einträge von PSM in den Aquifer, eine zeitlich versetzte Probenahme notwendig.

#### **4.1.2 Oberflächenwasser**

Die 30 Oberflächenwassermessstellen wurden zahlenmäßig so verteilt, wie sich die Flächen von Stevereinzugsgebiet und Mühlenbacheinzugsgebiet zueinander verhalten (d.h. etwa 2:1).

Die Meßstellen lagen an Gebietsauslässen von 29 Arealen (und einer Kläranlage), die sich aus mehreren Teil-Einzugsgebieten zusammensetzen können. Die Aufteilung des Gewässernetzes nach der Gewässerstationierungskarte zeigt Abbildung 4-1. Die Gewässerstationierungskarte bildet die Grundlage für den Beprobungsansatz und die spätere Auswertung. Neben dem Oberlauf der Stever wurde diese noch an drei weiteren Stellen beprobt, um einen Aufschluß über die Dynamik der Veränderung der PSM-Konzentrationen auch in der Laufstrecke des Hauptvorfluters zu erhalten.

Als zeitlicher Untersuchungsansatz wurde eine einfache monatliche Stichprobe über einen Zeitraum von einem Jahr gewählt. Automatische Geräte, die später im Rahmen der Detailuntersuchung benutzt wurden, konnten hier aus Kostengründen nicht eingesetzt werden. Da eine Stichprobe aus Oberflächengewässern jeweils nur eine kurze Momentaufnahme in einem sehr dynamischen System im Vergleich zum Grundwasser darstellt, ist diese in ihrer Aussagegenauigkeit stark eingeschränkt und muß bei der Interpretation immer streng unter den jeweils herrschenden Rahmenbedingungen gesehen werden. Als Rahmenbedingung ist hier vor allem die entsprechende Niederschlags- bzw. Abflusssituation zu verstehen. Aus diesem Grund wurde in jedem der beiden hydrologischen Halbjahre zumindestens im Ansatz ein "Starkabflußereignis" in die Beprobung miteinbezogen, um die Größenordnung eventuell abflußbedingter Konzentrationsunterschiede zu erfassen.

Um ebenfalls Aussagen über die Frachtraten über das hydrologische Jahr treffen zu können, muß neben der PSM-Konzentration zugleich auch der Abfluß betrachtet werden. Da Meßpegel nur im Bereich der Hauptvorfluter existieren, mußte parallel zur Probenahme der Abfluß bestimmt werden. Aus personellen bzw. zeitlichen Gründen konnten nicht mehr als zehn regional zusammenliegende



Stellen am Tag beprobt werden. Die Probennahme verteilte sich aus diesem Grund generell pro Termin jeweils wie folgt auf drei Tage:

1. Tag: Vorfluter im Oberlauf der Stever
2. Tag: Vorfluter im Unterlauf der Stever
3. Tag: Vorfluter im Einzugsbereich des Halterner Mühlenbach

Die Probennahme erfolgte bis auf den unteren Bereich der Stever und des Halterner Mühlenbaches jeweils in Strommitte kurz unter der Wasseroberfläche. Hierzu wurden die Flaschen direkt im Vorfluter etwa 5 - 10 cm unter der Wasseroberfläche, nach vorherigem Spülen, gefüllt. Die Probenahmestelle wurde so gelegt, daß unmittelbar oberhalb der Entnahmestelle keine seitlichen Zuflüsse vorhanden sind. Ferner lag bei den meisten dieser ohnehin kleinen Vorfluter ein Abschnitt höherer Turbulenz vor der Entnahmestelle, der eine weitgehende Durchmischung erwarten läßt, ähnlich wie dieses auch für die Probenahme in der Stever unterhalb der Wehre bei Kakesbeck und Lüdinghausen angenommen werden kann. Die gleichen Strömungsverhältnisse gelten in etwa auch für die kleineren Bäche im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches; nur sind dort aufgrund der trägeren Fließverhältnisse parallele, länger anhaltende Einsichtungen von seitlichen Zuflüssen eher möglich.

Die Abflüsse in den Vorflutern wurden aus der Fließgeschwindigkeit (m/s) und dem durchflossenen Querschnitt (m<sup>2</sup>) pro Zeiteinheit ermittelt. Die mittlere Fließgeschwindigkeit des Wassers wurde mit einem OTT-Kleinmeßflügel bestimmt. Die Messung wurde in Form einer Schleifenmessung, wie sie bei BRÜHL & SPIERLING (1986) aufgezeigt ist, vorgenommen. Die Methode erfordert Querschnitte in den Vorflutern, die relativ gleichmäßige Anstrombedingungen auch bei höheren Abflüssen gewährleisten. Da ruhige Fließbedingungen zumeist am Auslaß im Bereich von Betonquerprofilen unter Brücken gegeben sind, wurden die meisten Probe- und Abflußmeßstellen im Bereich von Brücken eingerichtet. Die Schleifenmessung wurde 3-fach durchgeführt und der Mittelwert für die Berechnung zugrundegelegt. Aufwendigere Profilmessmethoden, wie in RICHTLINIEN FÜR ABFLUSSMESSUNGEN (1971) beschrieben, kamen aufgrund des Zeitaufwandes nicht in Betracht, da die Zeitdifferenz zwischen den Probenahmestellen so gering wie möglich gehalten werden sollte. BRÜHL & SPIERLING (1986) zeigen allerdings, daß die Abweichung von den anderen, aufwendigeren Methoden äußerst gering bzw. nicht vorhanden ist.

Die zugrundegelegten Querprofile wurden in regelmäßigen Abständen (etwa während jeder 2.- 3. Probenahme) bzw. bei deutlich erkennbaren Abweichungen zum vorherigen Probenahmetermin neu vermessen und die jeweilige Bezugsmarke neu festgelegt.

Bei Hochwasserabflüssen mußte allerdings z.T. auf ungenauere Punktmessung in der Strommitte unter teilweiser Nutzung eines Großflügels in 4/10 der Wassertiefe zurückgegriffen werden (RICHTLINIEN FÜR ABFLUSSMESSUNGEN, NR.65 1971).

## **4.2 Detailuntersuchungen in vier kleinen Einzugsgebieten (Kalibriergebiete)**

### **4.2.1 Untersuchungsansatz**

In großen Einzugsgebieten wie dem der Stever verwischen sich aufgrund vielfältiger Einflüsse die Abhängigkeiten von Ursache und Auswirkung (Kontamination) der Einträge in die Vorfluter. Neben der Bestandsaufnahme wurde daher in kleineren Einzugsgebieten speziell der Stoffdynamik nachgegangen. Zudem wurde eine Bilanzierung zwischen eingesetzter Herbizidmenge und dem Gesamtaustrag an Herbiziden angestrebt.

### **4.2.2 Auswahl der Kalibriergebiete**

Die Kalibriergebiete wurden hinsichtlich der folgenden Kriterien ausgewählt:

- Es handelt sich um abgrenzbare, kleine Einzugsgebiete von vergleichbarer Größe
- Sie sind von der Ausgewogenheit und vom Anteil der Kulturen her gesehen repräsentativ in Bezug zu den typischen naturräumlichen Voraussetzungen im Gesamteinzugsgebiet
- Sie sind geologisch und pedologisch einheitlich und decken die Hauptbodengesellschaften des Gesamteinzugsgebietes ab
- Sie repräsentieren die Morphologie des jeweiligen Landschaftsraumes
- Eine evtl. Dränierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen entspricht dem üblichen Anteil vergleichbarer Standortverhältnisse

Hinsichtlich der Größe eines solchen Einzugsgebietes ist nach NEUMEISTER (1988, S.190) für "Raumintegrale Verfahren" folgendes festzuhalten: "Bei großen Einzugsgebieten geht der Bezug auf die räumlich differenzierte Detailliertheit verloren, der Allgemeingrad der Aussagen nimmt zu. Dagegen kommt bei kleinen Einzugsgebieten deren Spezifik gut zum Ausdruck. Bei zu kleinen Einzugsgebieten können jedoch Standortinhomogenitäten hervortreten, so daß das Ergebnis räumlich nicht repräsentativ ist". Als Kompromißgröße unter Berücksichtigung der späteren notwendigen Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf einen größeren Raum mit deutlich größerer Daten- und Kartengrundlage wurde als Einzugsgebietsgröße eine Fläche von mindestens 2-4 km<sup>2</sup> angesehen. Für die Untersuchung von Detailfragen wurden in jedem der vier Einzugsgebiete spezielle Testflächen eingerichtet, die zugleich weitestgehend die Inhomogenität des jeweiligen Einzugsgebietes repräsentieren. Nach Auswertung aller verfügbarer Daten (hydrologische, geologische, pedologische Karten, Grundwassergleichen- und -flurabstandskarten sowie topographische Karten im Maßstab 1:5000) sowie nach ausführlicher Begehung verschiedener Teilräume im

Gesamteinzugsgebiet blieben aufgrund der vielfältigen Kriterien nur sehr wenige Gebiete übrig, die die o.g. Kriterien weitgehend erfüllen. Da der Untersuchungsraum vorgegeben war und da deshalb nicht für alle Fragestellungen von vornherein optimale Versuchsbedingungen vorlagen, stellen die vier ausgesuchten Gebiete einen Kompromiß zwischen den vielfältigen Ansprüchen dar. Sie repräsentieren aber weitgehend vor allem die Aspekte hydrogeologische, pedologische und morphologische Einheitlichkeit sowie typische Anteile der Kulturarten für den jeweiligen Naturraum.

#### 4.2.3 Kartierungen und Erhebungen in den Kalibriergebieten

Die bodenkundliche Kartierung der Gebiete erfolgte durch das Geologische Landesamt Krefeld (GLA NW), weil die Bodenansprache aufgrund der späteren Übertragbarkeit auf die Bodentypenkarten im Maßstab 1:50000 mittels eines Geographischen Informationssystems einheitlich erfolgen sollte. Da die kartographische Auswertung nicht Bestandteil dieser Arbeit ist, wird hierauf nicht näher eingegangen. Die bodenkundliche Kartierung lag bereits zum großen Teil in Form einer land- oder forstwirtschaftlichen Standortkartierung vor. Zum Teil waren noch Nachkartierungen und im Raum Merfeld eine komplette Neukartierung notwendig. Im Rahmen dieser Kartierungen wurden auch die bodenphysikalischen Leitprofile der untersuchten Schläge durch das GLA NW aufgenommen, auf die bei der Darstellung der Flächen eingegangen wird.

Aufgrund der gezielten Auswahl relativ homogener kleinräumiger Einzugsgebiete wurde auf eine hydrogeologische-lithologische Kartierung verzichtet, da die Mächtigkeit der Deckschichten bis zum Ausgangsgestein zumeist weniger als 2 m beträgt und das Ausgangsgestein im jeweiligen Einzugsgebiet lithologisch einheitlich war. Differenzierungen innerhalb der Untersuchungsgebiete beruhen im wesentlichen auf den unterschiedlichen Mächtigkeiten der Deckschichten, die im Detail aus der Bodenkarte hervorgehen.

Vor Beginn der Untersuchung konnte man nach Angaben der Landwirtschaftskammer Coesfeld davon ausgehen, daß in allen vier Gebieten die zu untersuchenden Herbizide auch angewendet werden. Um aber eine genauere Vorstellung über die eingesetzten Mengen und die Anwendungspraxis auch in Anbetracht einer späteren Bilanzierung zu bekommen, wurde eine Kartierung der Nutzung und eine Befragung über die eingesetzten Herbizidmengen in den Kalibriergebieten durchgeführt. Diese Abschätzung ist von Bedeutung für die Interpretation der Befunde in den jeweiligen Vorflutern bzw. auch zwischen den vier Gebieten. Die Nutzung ist als zweite entscheidende Größe für die Abschätzung der PSM-Aufwandmengen im Einzugsgebiet von Bedeutung, da hierüber und über die PSM-Anwendungspraxis auf die im Einzugsgebiet eingesetzten Mengen der untersuchten Herbizide hochgerechnet werden sollte. Deshalb wurde im Frühjahr 1991



in allen Gebieten eine einmalige Nutzungskartierung aller Flächen durchgeführt. Bei der späteren Darstellung der Nutzung wurden alle Wintergetreidekulturen zusammengefaßt, da es sich in ihrer Gesamtheit um potentielle Gebiete für den Herbizideinsatz von Phenylharnstoffen im Oktober 1990, untergeordnet auch im Frühjahr 1991, handelt. Der Anteil der Maisfläche steht hingegen für den Einsatz von s-Triazin. Der bei der Kartierung im Frühjahr 1991 ermittelte Flächenanteil an Wintergetreide und Mais wurde auch für die Hochrechnung der Herbizidmengen für die beiden vorherigen Jahre zugrunde gelegt. Hierbei wurde davon ausgegangen, daß die ermittelten Anteile der landwirtschaftlichen Nutzung auch für die vorherigen zwei Jahre gelten, da aufgrund des üblichen Fruchtwechsels und dem unter diesem Aspekt recht großen Umfang der jeweiligen Gebiete der Anteil der jeweiligen Kultur im Mittel über die letzten zwei Jahre relativ gleich bleibt. Bei dieser Übertragbarkeit auf die beiden Vorjahre kann von einem geringen Fehler ausgegangen werden, da es sich insgesamt um jeweils zu über 80 % Futtergetreide handelt, die angebaute Menge zur Sicherung des Viehbestandes also relativ gleich bleibt und auch keine gravierenden Änderungen im Anbauverhalten in diesem Zeitraum registriert wurde. Der zum Teil außerhalb des Einzugsgebietes stark zugenommene Rapsanbau spielt in dieser Region keine große Rolle, wie auch die Kartierungen zeigten. Er wurde in zwei Gebieten nur jeweils auf zwei Schlägen angetroffen.

Die Nutzungskartierung wurde nach folgender Klassifizierung durchgeführt:

- Mais
- Gerste
- Weizen, Triticale, Roggen (zusammengefaßt)
- Grasanbau (Wiese)
- Weide (Dauergrünland)
- Wald

Weizen, Triticale und Roggen wurden zusammengefaßt, da zum Zeitpunkt der Kartierung die Arten zum Teil nicht gut auseinander zu halten waren und hier auch nur die Gesamtfläche des Getreides im Rahmen des Fruchtwechsels von Interesse ist. Übrige Kulturen wie Kartoffeln, Raps oder Ackerbohnen spielen so gut wie keine Rolle.

Die Ermittlung der "sonstigen Flächen" in den Kalibriergebieten erfolgte aus der Differenzbildung vom Einzugsgebiet und der Summe der o.a. Nutzungen. Unter die "sonstigen Flächen" fallen versiegelte Flächen wie Straßen und Wege, z.T. auch Hofflächen, aber auch Straßen- und Uferböschungen sowie die Gräben, Vorfluter und Teiche.

Die Ermittlung der tatsächlich in einer Region und in einem Zeitraum eingesetzten PSM-Mengen ist äußerst schwierig, da keine öffentlich zugänglichen regionalen Absatzstatistiken existieren bzw. diese auch nur etwas über den Verkauf aussagen. Je nach Preisgefüge etwa der Genossenschaften können PSM über große Entfernungen bezogen bzw. eine Vorratshaltung betrieben werden. Eine Abschätzung der Mengen mit einer Hochrechnung kann daher nur auf einer stichprobenhaften Befragung erfolgen, wie sie etwa HILDEBRANDT et al. (1986) und HILLE (1988) für die



Bundesrepublik Deutschland durchgeführt haben. Neben der Aufnahme der jeweiligen Nutzung in den vier Einzugsgebieten wurde deshalb die folgende Erhebung über den Einsatz von Herbiziden durchgeführt, um anschließend aus der Nutzungskartierung auf die absoluten Mengen an aufgegebenen Mengen hochrechnen zu können. Für die Befragung, die für die Interpretation der Befunde im Vorfluter eine wichtige Voraussetzung darstellt, wurde ein Erhebungsbogen entworfen, mit dem nach folgenden Größen und Anwendungsaspekten gefragt wurde:

- Die Hektargröße des Schläges
- Der Kulturenbau der letzten drei Jahre auf dem Schlag
- Das jeweils in den Kulturen verwendete Präparat mit herbizidem Wirkstoff
- Die jeweilige Aufwandmenge

Die Befragung wurde dankenswerter Weise von Herrn Baggert und Herrn Bergmann von der Landwirtschaftskammer Coesfeld durchgeführt.

Wie vermutet, bestätigte sich im Laufe der Befragung, daß trotz einer großen Akzeptanz der Befragung durch die Landwirte nur von einigen Schlägen und z.T. auch nicht immer lückenlos die gewünschten Daten zur Verfügung gestellt werden konnten. Die Befragung wurde erst im letzten Teil der Untersuchungsphase durchgeführt, um die übliche Anwendungspraxis nicht zu beeinflussen. Die Befragung war von vornherein als Stichprobe aufzufassen. Diese kann aber als repräsentativ angesehen werden, da in Übereinstimmung mit den Pflanzenschutzberatern der Landwirtschaftskammer Coesfeld in einem jeweils relativ kleinen Gebiet mit regional sehr ähnlichen Standort- und Beratungsverhältnissen auch von einem sehr ähnlichen Anwendungsspektrum bei den Herbiziden ausgegangen werden kann. Das zeigte auch diese stichprobenartige Befragung, welche die Mehrzahl der ansässigen Landwirte im jeweiligen Einzugsgebiet erfaßte. Pro Einzugsgebiet wurden zumeist für Mais und Getreide von den befragten Landwirten nur jeweils drei bzw. vier Handelspräparate genannt, die auf zwei bis drei Herbizidwirkstoffen beruhen.

Die jeweilige angegebene Aufwandmenge der Präparate wurde über die unterschiedlichen Gehalte an Wirkstoffen (IVA 1990) auf die Wirkstoffmenge pro Hektar umgerechnet. Konnten keine Angaben zur Aufwandmenge der Mittel gemacht werden, wurde nach BBA (1991) die praxisübliche zugrundegelegt. Die Abschätzung der im Einzugsgebiet angewendeten absoluten Herbizidmengen erfolgte, indem die auf den jeweiligen Schlägen aufgewendete Wirkstoffmenge mit der jeweiligen Hektargröße multipliziert wurde. Die durchschnittliche Aufwandmenge pro ha Mais- bzw. Getreidefläche ergibt sich dann aus der Gesamtmenge Wirkstoff geteilt durch die Größe der bei der Befragung erfaßten Mais- bzw. Getreidefläche. Multipliziert mit der in der Nutzungskartierung im Frühjahr 1991 ermittelten absoluten Hektarzahl für Wintergetreide und Mais, resultiert hieraus die jeweils für die beiden Jahre des Untersuchungszeitraumes hochgerechnete, absolute Aufwandmenge im Einzugsgebiet. In der Tabelle 4-1 ist zu den o.g. Erläuterungen ein Berechnungsbeispiel für die Abschätzung der absoluten Aufwandmenge von einem Wirkstoff

(Chlortoluron) und für einen Anwendungstermin wiedergegeben.

Tab. 4-1: Berechnungsbeispiel für die Abschätzung der eingesetzten absoluten Wirkstoffmengen in den Kalibriergebieten

1. Beispielhafte Angaben zur Nutzung und Herbizid-Anwendung für den Herbst 1989 bis zum Frühjahr 1991:

Schlag Größe (ha)	Nutzung Sommer 1990	Nutzung Winter 1990/91	Anwendung im Getreide He89/Fr90	Anwendung im Mais Fr/So90	Anwendung im Getreide He90/Fr91
5,4	Getreide	Getreide	5,0 kg/ha Pendiron*		4,5 kg/ha Pendiron*
2,5	Mais	Getreide		(nur gehackt)	3,0 kg/ha Fenikan
2,3	Getreide		3,0 kg/ha Dicuran 700*		
2,2	Getreide	Getreide	3,5 kg/ha Arelon (Fr)		3,5 kg/ha Fenikan
1,5	Getreide	Getreide	4,5 kg/ha Pendiron*		3,5 kg/ha Dicuran 700*
2,3	Mais	Getreide		3,0 kg/ha Gardoprim F	3,0 kg/ha Dicuran 700*
3,0	Getreide	Zw.-Frucht	3,5 kg/ha Dicuran 700*		

(\* Mittel mit Chlortoluron)

(He = Herbst; Fr = Frühjahr; (Fr) = Frühjahrsanwendung; Zw.-Frucht = Winterzwischenfrucht)

2. Abschätzung der durchschnittlichen Aufwandmenge an Chlortoluron pro Hektar Getreidefläche im Herbst 1990 aus den Angaben nach 1.:

Schlag- größe (ha)	Aufwand- menge (l/ha)	Mittel	Wirkstoffgehalt Chlortoluron in einem Liter Mittel (kg)	Aufwandmenge an Chlortoluron He90 (kg)	insgesamt erfaßte Getreidefläche bei der Befragung He90 (ha)	durchschnittliche Aufwand- menge an Chlortoluron pro ha Getreidefläche im He90 (kg)
5,4 ha	x 4,5	Pendiron	x 0,3	= 7,290		
1,5 ha	x 3,5	Dicuran 700	x 0,7	= 3,675		
2,3 ha	x 3,0	Dicufan 700	x 0,7	= 4,830		
Summe: 15,795				:	13,9	= 1,14

3. Hochrechnung der absoluten Aufwandmenge an Chlortoluron im Herbst 1990 nach einer beispielhaften Nutzungskartierung im Frühjahr 1991 und der durchschnittlicher Aufwandmenge pro Hektar Getreidefläche im Herbst 1990 für den erfaßte Fläche:

Nutzungskartierung im Einzugsgebiet Frühjahr 1991: 20,3 ha Getreide und 8,4 ha Mais

20,3 ha x 1,14 kg/ha = 23,1 kg

#### 4.2.4 Beprobung der Kalibriergebiete

In den vier Kalibriergebieten wurden jeweils am Auslauf des Hauptvorfluters ein automatischer Probenehmer für die Wasserproben sowie ein Pegelschreiber zur Aufzeichnung des Wasserstandes im Vorfluter installiert. Ein Niederschlagsschreiber pro Gebiet registrierte die Niederschlagsmenge und -intensität. Niederschlagsproben für die Herbizidanalytik wurden parallel hierzu unmittelbar daneben mit einem Sammeltrichter gewonnen.

Um Detailfragen nachzugehen, wurden jeweils drei Testflächen innerhalb von jedem der vier Gebiete eingerichtet. Eine Vorauswahl der Flächen erfolgte durch den Pflanzenschutzberater, da die

Mitarbeit der jeweiligen Landwirte die entscheidende Voraussetzung für die Begehrbarkeit und damit für die Auswahl der Flächen darstellt. Die ausgewählten Flächen stellen daher von vornherein einen Kompromiß zwischen den wissenschaftlichen Ansprüchen und den Gegebenheiten vor Ort und insbesondere auch über einen längeren Versuchszeitraum dar.

#### **4.2.4.1 Ermittlung der Herbizidkonzentrationen und -frachten im Niederschlag**

In jedem der vier Kalibriergebiete registrierte ein Niederschlagsschreiber nach HELLMANN die Niederschläge. Der Schreiber war gemäß der Richtlinien des Deutschen Wetterdienstes aufgestellt. Der Bandschreiber war mit einem hohen Vorschub (2 cm/h) versehen, um den zeitlichen Verlauf und die Intensität gut auflösen zu können. Die Gesamtmenge des registrierten Niederschlages wurde durch das Sammelgefäß am Boden des Niederschlagsmessers wöchentlich überprüft. In den kurzen Frostperioden und bei einigen Ausfällen wurde die erfaßte Wochensumme entsprechend der Niederschlagsverteilung der nächstgelegenen Station des Deutschen Wetterdienstes auf die einzelnen Tage aufgeteilt oder die Werte der Station direkt zugrundegelegt. Die spätere Darstellung der täglichen Niederschlagssummen (Abb. 5-43, 5-45 bis 5-47) bezieht sich aufgrund der besseren Vergleichbarkeit mit den Abflußkurven auf die tatsächlichen Tageswerte. Die tägliche Niederschlagshöhe ist also erst nach einer Umrechnung mit der des Deutschen Wetterdienstes vergleichbar, da dort die Angabe der Werte auf Tagesbasis mit Beginn der Ablesung um 7.30 Uhr und bezogen auf den Vortag erfolgt.

Da z.B. nach HURLE et al. (1987) und KURZ (1989) bekannt ist, daß PSM aufgrund der Verdunstung nach ihrer Applikation (BOEHNCKE et al. 1989) oder evtl. gebunden an Staubteilchen (NEURURER & WOMASTEK 1991) auch im Niederschlagswasser vorkommen, wurde diese Belastung in Form einer Depositionsmessung erfaßt.

Zur Bestimmung der PSM-Konzentrationen im Niederschlag wurden Auffangtrichter mit 30 cm Durchmesser installiert, welche die für die PSM-Analytik benötigten größeren Wassermengen einem Sammelgefäß zuführten. Da die Trichter zwischen den Niederschlägen nicht abgedeckt waren, handelt es sich hierbei um eine Depositionsmessung, d.h. neben dem Niederschlag wird hierbei auch der PSM-Eintrag durch die trockene Deposition in Form von Staubpartikeln bei der späteren Analyse erfaßt.

#### **4.2.4.2 Ermittlung der Herbizidkonzentrationen und -bindungen im Boden**

Um das jeweils mit der wäßrigen Phase in Kontakt stehende, im Boden vorliegende PSM-Potential zu ermitteln, wurden in etwa 2-monatigen Abständen Bodenproben der Testflächen auf die zu



untersuchenden Wirkstoffe hin analysiert. Die Entnahmefläche für die Bodenproben (vgl. Abb. 4-2) lag im Abstrom der Peilrohre, um eine evtl. Beeinflussung der später folgenden Analysen des Grundwassers durch Oberflächenwasser zu vermeiden. So wurden im wichtigen humosen Oberboden je 10 Einstiche zu einer Mischprobe vereinigt. Das entspricht dem LÖLF-Schema für die Beprobung eines 25 x 25 m Raster (etwa die Größe der Testparzelle) auch im Rahmen von unbekannten Belastungen (DELSCHEN & KÖNIG (1989)). Für die gleichmäßige Applikation der Herbizide ist dieses Verfahren somit ausreichend. Die Probenanzahl für die Mischprobenbildung der darunter liegenden Horizonte richtet sich nach der tolerierbaren Störung des Bodenaufbaues (da über einen langen Zeitraum auf einer begrenzten Fläche Proben gezogen werden sollten) und nach der Zielsetzung. Letztere war die Ermittlung der Größenordnung der Konzentrationen in tieferen Bodenschichten und nicht die Feststellung eines exakten Konzentrationsniveaus. Die darunter liegenden 30 - 150 cm wurden mit dem Edelmannbohrer beprobt, indem nach Entfernung des Oberbodens je drei Proben zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Diese umfaßten jeweils die Kernabschnitte der Tiefen 30-60, 60-90, 90-120 und 120-150 cm; die Übergangsbereiche wurden bei der Probenahme jeweils verworfen. Gegenüber dem Bohrstock wurde dem Edelmannbohrer bei der Probenahme der Vorzug gegeben, da in den stark tonigen Böden bei hohen Wassergehalten eine starke Verschmierung zu erwarten war. Die ermittelten Konzentrationen im Boden sind in den Abbildungen 5-51 bis 5-58 wiedergegeben.

### **Sorptionsversuche**

Stellvertretend für die vier unterschiedlichen Bodengesellschaften der Kalibriergebiete wurden zur Charakterisierung der Spannweite des Ad- bzw. Desorptionsvermögens Versuche zur Gleichgewichtseinstellung in Anlehnung nach EPA (1982) und der Guideline 106 (OECD 1981) mit vier Oberböden durchgeführt. Die Versuche umfaßten jeweils einen dreifachen Ansatz für Terbutylazin, Isoproturon und Chlortoluron. Dafür wurden vier geometrisch gestaffelte Angebotskonzentrationen im Überkopfschüttler im dunklen Raum über 24 Stunden bewegt. Vorversuche für Chlortoluron ergaben bei wesentlichen kürzeren Zeiten (4h) keine Gleichgewichtseinstellung. Um die Vergleichbarkeit untereinander zu gewährleisten, wurden die Schüttelzeiten mit 24 Stunden (ALVA & SINGH 1990, PIGNATELLO & HUANG 1991, LAHM et al. 1991) entsprechend lang gewählt, da dann in jedem Fall davon auszugehen ist, daß auch für Böden mit hohem Humusgehalt das Gleichgewicht hinreichend erreicht ist (MATTHESS et al. 1985). Die Angabe des Verhältnisses zwischen Boden und wäßriger Phase für Schüttelversuche variiert nach Literaturdaten von 1:10 (KIBLER et al. 1979, BOUCHARD & LAVY 1985, HERKLOTZ & PESTEMER 1987), über 1:5 (BURKHARD & GUTH 1981, MILLER et al. 1988), 1:4 (RAMAN et al. 1988), 1:2,5 (SWANSON & DUTT 1973, JENSEN & KIMBALL 1982), 1:2 (LOPEZ - AVILA et al. 1986, BRUMHARD 1991) bis hin zu 1:1 (CLAY et al. 1988). In den durchgeführten Versuchen wurde ebenfalls ein geringes Verhältnis von Wasser zu Boden gewählt (aus praktischen Versuchsgründen heraus 3:1), um eine



"feldnähe Situation zu betrachten" (BRUMHARD 1991, S.44).

Vom getrockneten, gesiebten Boden (Korngröße < 2mm) wurden 5 g eingewogen und mit 15 ml  $\text{CaCl}_2$  und der Angebotskonzentration des Wirkstoffes versetzt. Nach der Gleichgewichtseinstellung wurden die Proben 30 Minuten bei 4000 U/min abzentrifugiert, sodann 8 ml aus der überstehenden Flüssigkeit entnommen und durch 8 ml reine  $\text{CaCl}_2$  zur Desorptionsbestimmung ersetzt. Die vorher entnommene Lösung wurde wie die übrigen Wasserproben (Kap. 4.3) zur Bestimmung der Adsorption auf die Wirkstoffe hin analysiert. Nach weiteren 24 Stunden Schüttelzeit wurden zur Ermittlung der Desorption nochmals 8 ml entnommen und entsprechend w.o. beschrieben verfahren.

#### **4.2.4.3 Ermittlung der Herbizidkonzentrationen im Oberflächenabfluß**

Um die Konzentrationen in einem evtl. auftretenden Oberflächenabfluß ("runoff") zu ermitteln, wurden in den Testschlägen mit einer gewissen Hangneigung und/oder gering durchlässigen Bodenarten Auffangwannen für den Oberflächenabfluß eingebaut (vgl. Abb. 4-1). Oberhalb der Wanne wurden auf einer Breite von 10 m Leitbleche installiert, die das unter Umständen sedimenthaltige Wasser über einen Trichter mit Rohrverlängerung der Wanne zuführen (vgl. auch MOLLENHAUER 1985). Die Leitbleche und Wannen wurden dort eingebaut, wo anhand des Mikroreliefs am ehesten mit einem nennenswerten Oberflächenabfluß zu rechnen war. Sie stellen somit für die jeweilige Fläche einen "worst-case" Ansatz für die anzunehmende Abflußmenge dar. Die ermittelten Konzentrationen sind in den Abbildungen in Kapitel 5.2.4.3 wiedergegeben. Zu Beginn des Versuches wurde oberhalb der Leitbleche jeweils eine Testparzelle von 10 m Breite und 20 m Länge mit Beeteinfassungen abgegrenzt, um auch die oberflächlich abfließende Wassermenge quantitativ auf eine Flächeneinheit beziehen zu können.

Dieses Vorgehen war zum einen auf die ganze Versuchsdauer übertragen nicht praktikabel, da durch die zahlreichen Behandlungen der Flächen (pflügen, eggen, düngen, mehrmaliges Spritzen, ernten) die Beeteinfassungen häufig zerstört wurden. Zum anderen ist mit BAIER et al. (1985) und MOLLENHAUER (1985) festzustellen, daß der Oberflächenabfluß nicht oder nur selten flächenhaft verläuft (Bildung von Rinnen und Furchen) und bei den vorliegenden geringen Hangneigungen von 2-3 % eine ausgeprägte Abhängigkeit der Fließrichtung vom Mikrorelief existiert. Die aufgefangenen Wassermengen lassen somit keinen sicheren Schluß zu über diejenigen Wassermengen, welche tatsächlich den Vorfluter erreichen, da hier zusätzliche Faktoren wie Randfurchen und Bewuchs eingehen. Aufgrund von Vandalismus in einem erheblichen Umfang, was insbesondere die Auffangwannen und Trichter betraf, mußte zur Konzentrationsermittlung im Oberflächenabfluß zum Teil direkt nach den Niederschlägen auf Oberflächenstandwasser

zurückgegriffen werden; das Standwasser hatte sich dann zumeist im Bereich des Vorgewendes gesammelt.

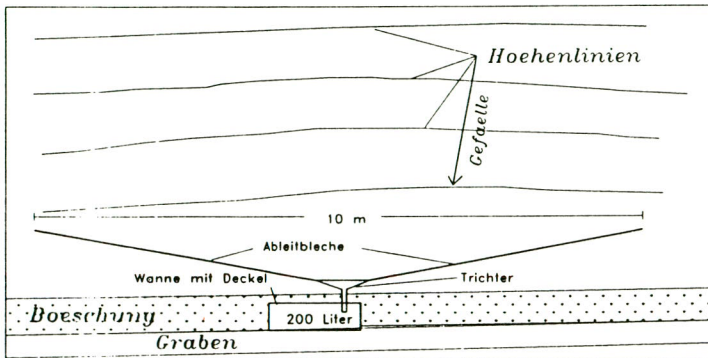


Abb. 4-1: Erfassung des direkten Oberflächenabflusses am Schlag F2 in Nottuln

#### 4.2.4.4 Ermittlung der Herbizidkonzentrationen im Dränagewasser

Die Beprobung der Dränagen erfolgte an zwei Stellen mit einem automatischen Probenehmer. Hierzu wurde erstens exemplarisch für einen Pseudogleyboden der Sammler, welcher den gesamten Abfluß aus der Fläche F2 im Südkirchener Gebiet abführt, beprobt. Zweitens wurden stellvertretend für einen grundwasservernäßten Boden in Merfeld auf dem Schlag F1 zwei parallele Saugerstränge miteinander gekoppelt und deren Wasser analysiert. Eine parallel hierzu jeweils wünschenswerte Messung des Schüttungsvolumens war nicht möglich, da Kippschalenheber aufgrund des geringen Abstandes mit fast zeitweiliger Überflutung der abgedichteten Dränausläufe nicht eingesetzt werden konnten. Anfangs installierte Wasseruhren, die so groß dimensioniert waren, daß sie auch bei starker Schüttung keinen Aufstau in der Dränage hervorrufen sollten, zeigten z.T. Probleme bei Trübstoffanfall. Ferner liegt ihre Ansprechmenge sehr hoch, so daß geringe Mengen nicht registriert werden. Aufgrund eines ständig notwendig gewordenen Ein- und Ausbaues schon bei geringem Frost wurden die Wassermengen der laufenden Dränagen nur stichprobenartig direkt durch Auslitern zumeist alle drei bis vier Tage ermittelt. Die Beprobung der übrigen Dränagen erfolgte stichprobenhaft direkt am Dränageauslauf. Liegen die Dränagemündungen unter dem Wasserspiegel des Vorfluters, wurden die Proben mit einer Handpumpe entnommen, indem ein Metallrohr mit Schlauch weit in die Dränage geschoben wurde. Diese Dränagen wurden aber nur dann beprobt, wenn durch das anhand von Trübstoffen im Vorfluter

erkenntliche Strömungsbild sichergestellt war, daß ausschließlich Wasser aus der Dränage austrat und kein Bachwasser in die Dränage zurückfloß. Letzteres war z.T. bei den Dränagen der Fläche F1 in Südkirchen der Fall, da, wie sich im Laufe der Untersuchung herausstellte, der überwiegende Teil des Dränagewassers aufgrund einer Zerstörung des Hauptsammlers oberflächlich abfloß und dementsprechend auch nur dort beprobt werden konnte.

#### 4.2.4.5 Ermittlung der Herbizidkonzentrationen im oberflächennahen Grund- bzw. Stauwasser

Auf jedem Testfeld wurden in einer Ecke, die nach morphologischen Kriterien und dem Verlauf der Vorfluter im Abstrom des Schläges liegt, drei Grundwasserpeilrohre eingerichtet. Diese drei, zur Ermittlung der Grundwasserfließrichtung notwendigen Peilrohre wurden gleichzeitig zur Grundwasserprobenahme verwendet. Die Lage der Rammfilter orientiert sich am jeweiligen Relief und der Lage des Vorfluters (vgl. Abb. 4-2).

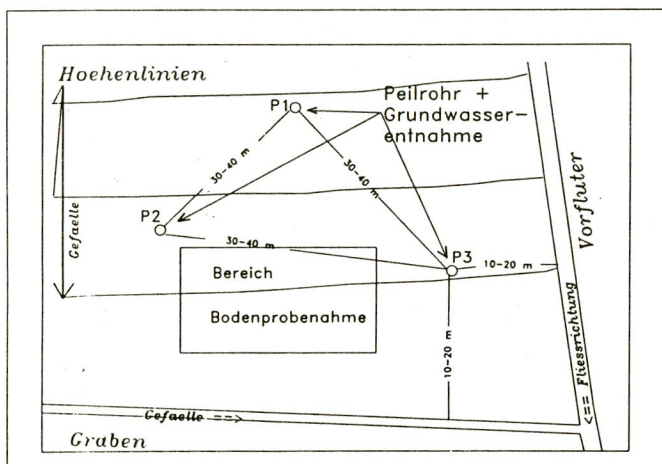


Abb. 4-2: Anordnung der Grundwasserentnahmestellen (Schemazeichnung)

Die Bohrlöcher für die Rammfilter (Grundwasserbeobachtungs- und -entnahmerohr) wurden mit dem Edelmanbohrer (Durchmesser 8 cm) in den Boden getrieben. Gegenüber einem maschinellen

Bohren wurde dem Handbohrer der Vorzug gegeben, um Flurschäden zu vermeiden und damit die natürlichen Verhältnisse, vor allem auch im Bereich der Bohrstelle, weitgehend zu erhalten. Ferner läßt sich beim Handbohren mit dem Edelmanbohrer die Profillänge genauer bestimmen. Dieses wiederum ist wichtig für den richtigen, den Verhältnissen angepaßten Ausbau der Peilrohre. In den campanen Mergeln ist unter dem Verwitterungshorizont die maximale Bohrtiefe aufgrund der zunehmenden Härte auf maximal 3, z.T. auch nur auf 2 m beschränkt. Um Kontaminationen durch Oberboden im Grundwasserbereich zu vermeiden, wurden 30-40 cm lange Kunststoffrohre (ca. 15 cm Durchmesser) in den Ap-Horizont getrieben und die Krume (ca. 20-30 cm) bis zum feststehenden B-Horizont abgeräumt. Das Kunststoffrohr führte den Handbohrer so, daß die Kontaminationsgefahr deutlich verringert wurde. Der ausgegrabene Boden wurde horizontweise auf einer Folie gelagert und ggf. wieder ins Bohrloch eingefüllt.

Das Filterrohr wurde mit seiner mindestens 1 m langen Filterstrecke vollständig ins Grundwasser abgeteuf. Für die Filterrohre waren daher verschieden lange Aufsatzrohre (25, 50, 100, 200 cm) notwendig, um die jeweiligen hydrogeologischen Bedingungen berücksichtigen zu können. Der Filterkörper selbst wurde mit Feinkies umgeben. Über der Kiesschüttung wurde ein Gegenfilter aus Grob- und Feinsand eingefüllt, um eine Verlagerung der oberhalb angebrachten Tonmanschette zu verhindern. Diese Tonmanschette wurde bei dem Ausbau der Beobachter auf den Pseudogleyböden bis unterhalb des Stauers bzw. unterhalb der Dränagetiefe eingesetzt. Damit sollte gewährleistet werden, daß das Grundwasser weder vom Dränagewasser unmittelbar beeinflußt wird, noch vom Oberflächenabfluß, der evtl. entlang der Bohrlochwandung die Probenahme verfälschen könnte. Generell sollte der Ausbau den zu erwartenden jahreszeitlichen Grundwasserschwankungen angepaßt sein, damit ausreichend Grundwasser zur Verfügung steht, um eine ganzjährige Probenahme zu ermöglichen. Zum anderen durfte die Tiefe in den Mergelgebieten nicht zu groß gewählt werden, um nicht in den Bereich von tiefergelegenen gespannten GW-Stockwerken zu kommen, da die Peilrohre neben der Probenahme auch zur Beurteilung des Wasserhaushaltes (Ganglinie des Grundwasserspiegels) der jeweiligen Schläge dienen sollten. Die starke Schwankung des GW-Standes in Verbindung mit z.T. sehr niedrigen  $k_r$ -Werten ließen z.B. im Spätsommer bei einigen Peilrohren in den Mergel- bzw. Hochmoorgebieten keine vernünftige Probenahme mehr zu. Das Grundwasser wurde ca. alle zwei Monate beprobt. Die Probenahme erfolgte generell in den Grundwasserbeobachtungsrohren, wie dieses bei FRIESEL et al. (1987) gezeigt wurde. Mittels einer Handpumpe, die in einer Vakuumflasche (10 l Fassungsvermögen) einen schwachen Unterdruck erzeugt, wurde das Grundwasser abgepumpt (vgl. auch Abb. 4-3). Nach ca. 5-7 l war das Probenahmegut sedimentfrei und wurde frisch gefördert in Glasflaschen (1 l) überführt. Bei sehr geringen Durchlässigkeiten teils auch in Verbindung mit einem sehr niedrigen Stauwasserstand wurden die Peilrohre am Tag vor der eigentlichen Probenahme abgepumpt. Der Analytik zugeführt wurde dann das am nächsten Tag gewonnene nachgeflossene Stauwasser.



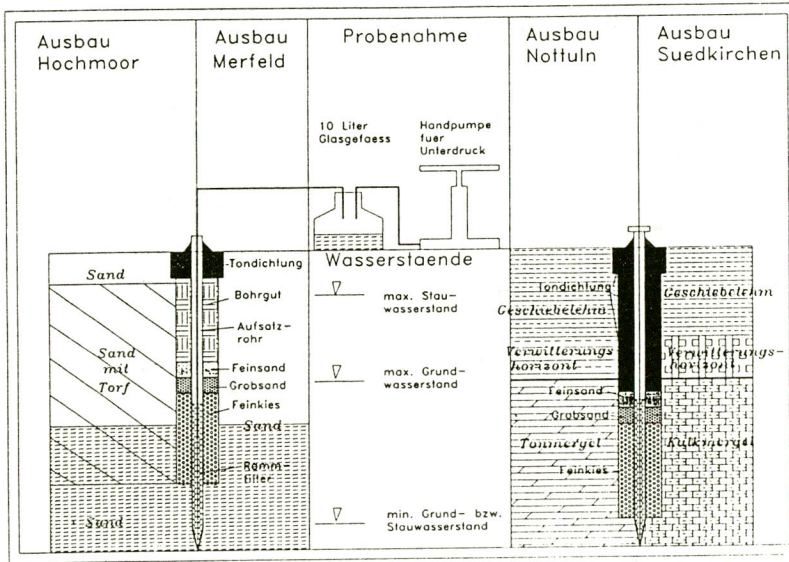


Abb. 4-3: Probenahme von Grund- und Stauwasser sowie Ausbau der Peilrohre (Schemazeichnung)

Der Grund- bzw. Stauwasserstand wurde in der Regel wöchentlich bestimmt. An allen ausgebauten Entnahmerohren wurden Kurzzeitpumpversuche ( $< 1/2$  h) mit anschließender Messung des Wiederanstieges durchgeführt, um die Durchlässigkeit zu ermitteln. Die Auswertung dieses Anstieges kann nach HÖLTING (1989) nur überschlägige  $k_f$ -Werte liefern, da sie aufgrund des Ausbaues der Beobachter (Eintrittswiderstand der Rammfilter oder Verschmierung von Klüften an der Bohrlochwand) etwas zu gering ausfallen können. Nach KARRENBURG (1981) ist die Anwendung von Pumpversuchen und damit die Übertragbarkeit des Darcy'schen Gesetzes auf homogenere oberflächennahe Auflockerungsbereiche der Kreide nur bedingt möglich. Wie sich auch beim Bau der Beobachter zeigte bzw. was auch die Reaktionen einzelner Beobachter belegten, sind auch im oberflächennahen Auflockerungsbereich der campanen Mergel z.T. Hartmergelbänke eingelagert, die aufgrund starker Klüftung bevorzugte Fließwege und nicht laminare Strömung erwarten lassen. Die ermittelten  $k_f$ -Werte sind also nur als Größenordnung der Durchlässigkeit interpretierbar und sollen im Vergleich untereinander lediglich Aufschlüsse über die Homogenität des untersuchten Raumes geben bzw. globale Unterschiede zwischen den Kalibriergebieten aufzeigen. Die ermittelten  $k_f$ -Werte sind in Abbildung 5-38 wiedergegeben.

#### 4.2.4.6 Ermittlung der Herbizidkonzentrationen und -frachten am Gebietsauslaß der Kalibriergebiete

Für die Beurteilung der Fragestellung des Eintrages von Wasserinhaltsstoffen in die Vorfluter muß der Probenahmetechnik höchste Beachtung geschenkt werden, da hiervon die spätere Aussagegenauigkeit abhängt. Zum einen zeigen u.a. WALLING & WEBB (1982), daß die Probenahmefrequenz für die Ermittlung einer genauen Frachtmenge von den Inhaltsstoffen selbst bzw. von der Art des Eintrages in die Vorfluter abhängt. Zum anderen wird bei WALTHER (1980), PETER (1988) und durch andere Untersuchungen darauf hingewiesen, daß insbesondere einzelne Abflußwellen einen hohen Gebietsaustrag an Inhaltsstoffen bringen können.

Um exakte Frachtraten zu ermitteln, muß neben der Abflußmenge auch die Konzentration des zu untersuchenden Inhaltsstoffes kontinuierlich im Vorfluter bestimmt werden. Dieses ist nur äußerst selten bei analytisch einfach zu fassenden Inhaltsstoffen oder Summenparametern (z.B. Leitfähigkeit) möglich. Ähnlich genau ist eine abflußproportionale Probenahme, bei der die Anteile einer später zu analysierenden Mischprobe der jeweiligen Durchflußmenge entsprechen. Das Produkt aus Konzentration und Gesamtabflußmenge entspricht dann relativ exakt der tatsächlichen Fracht über den beprobten Zeitraum. Mit SYMADER (1987) ist aber darauf hinzuweisen, daß diese Art der Probenahme nicht geeignet ist, um Prozesse aufzuklären, die für die Änderung der Stoffgehalte in den Gewässern verantwortlich sind. Gerade eine zumindest zeitweise hohe Auflösung ist aber für die vorliegende Fragestellung von gleich großer Wichtigkeit wie die genaue Ermittlung der Frachtmenge. Daher wurde eine zeitproportionale Probenahme gewählt, bei der die Proben mit jeweils gleichem Volumen in konstanten Zeitabständen genommen werden. LAMMEL (1990) zeigt anhand des Phosphat- und Nitratreintrages, daß eine zeitproportionale Probenahme für die Ermittlung einer Fracht im Vergleich zu einer kontinuierlichen Messung recht genau ist. Die zeitproportionale Probenahme (vgl. auch DIN 38402 in: DEV 1989) diene in diesem Fall allerdings nur dazu, Ereignisse zeitlich aufgelöst zu beproben. Die später anhand verschiedener Kriterien wöchentlich jeweils neu festgelegte Analysenfrequenz fiel zumeist aufgrund des hohen analytischen Aufwandes für die Herbizidbestimmung geringer aus.

An jedem Auslauf der Kalibriergebiete wurde daher ein automatischer Wasserprobenehmer (Fa. BÜHLER) vom Typ "PB-MOS" installiert, der Wasserproben in der Regel im Normalbetrieb einmal jede Stunde entnahm. Ein externer Kontakt, der auf Wasserstandsänderungen im Vorfluter reagiert, diente zum Umschalten zwischen Normalbetrieb und "Ereignisbetrieb" bei Hochwasser (vgl. Abb. 4-4). Im Ereignisbetrieb wurde je nach eingestelltem Programm alle 5 bis 20 Minuten eine Probe entnommen. Die kürzeste einstellbare Flaschenfüllzeit und der damit auch analytisch erfaßbar kürzeste Beprobungszeitraum beträgt eine Stunde. Das Ende eines Führungsrohres für den Umschaltkontakt, der zum Schutz in der Böschung verlegt war, wurde im Laufe der Untersuchung mit einer Kappe mit zwei kleinen Löchern zur Dämpfung des Wasserspiegelanstiegs und -abfalls

versehen. Diese Maßnahme war notwendig, da sonst schnelle Wasserspiegelschwankungen, insbesondere in der Anstiegsphase des Vorfluters, zu einem sekundlichen Wechsel zwischen Normal- und Ereignisbetrieb führten und somit aufgrund der jeweils damit verbundenen Weiterschaltung der Verteilerschale und dem Beginn einer neuen Flasche Beprobungskapazität verlorenging.

Zum Schutz vor Sachbeschädigung (z.B. Vandalismus) war der PB-MOS in einem Metallcontainer untergebracht. Durch einen im Boden verlegten 2-4 m langen Saugschlauch, dessen Metallansaugstutzen in der Bachmitte in etwa 5-10 cm Höhe über Grund verankert war, wurde das Wasser angesaugt. Vor der Ansaugstelle war jeweils ein turbulenter Strömungsabschnitt vorhanden, so daß eine vorherige Durchmischung des Bachwassers gewährleistet war. Vor und nach jedem Ansaugvorgang wird der Schlauch mit Druckluft frei geblasen, so daß sicher gestellt ist, daß zusammen mit dem freien Gefälle des Schlauches keine Totvolumina von der vorherigen Probenahme im Schlauch verbleiben. Das Gerät verfügt über 24 Flaschen. Die serienmäßig mitgelieferten Kunststoffflaschen wurden, da auf organische Spurenstoffe untersucht werden sollte, durch Glasware ersetzt, die ein Ausglühen gestatten. Gegenüber den angebotenen Glasflaschen des Herstellers wurde auf einfache Standzylinder aus DURAN-Glas zurückgegriffen, die aufgrund der großen Öffnung eine einfachere Reinigung gestatten. Für den Verschluß während des stehenden Transportes konnten einfache Verschlußkappen für Papprollen verwendet werden.

Der Probenwechsler wurde durch zwei externe Trockenakkus a 12 V (Parallelschaltung) mit Spannung versorgt. Zum Schutz der Glasflaschen wurden im Winter kleine Heizelemente eingebaut, die mit einem Thermofühler versehen wurden und so einen Betrieb auch bei geringem Frost im Winter ermöglichten. Der äußere Metallcontainer war mit einer weißen Kunststoffummantelung versehen, die im Sommer aufgrund der hohen Albedo eine übermäßige Erwärmung verhinderte. Ferner wurde im Inneren eine zweite Box aus 4 cm starkem Duropor eingebaut, um zusätzlich ausgeglichene Temperaturen zu gewährleisten. Der limitierende Faktor für eine Probenahme im Winter ist der Bereich im Ansaugschlauch an der Grenze Wasser / Luft, in dem sich bei stärkerem Frost trotz der Bewegung durch das Ansaugen und das Ausblasen mit Druckluft ein Eiskeil bildet. Dieses führte dazu, daß im Winter 1990/1991 bei Minusgraden von bis zu -12°C die Geräte außer Betrieb gesetzt und Handstichproben für diesen Zeitraum genommen werden mußten. Da bei diesen niedrigen Temperaturen die Vorfluter generell erst bei der Schneeschmelze eine größere Dynamik aufweisen, erwies sich auch nachträglich für diesen Zeitraum die Aussagefähigkeit von Stichproben als ausreichend.



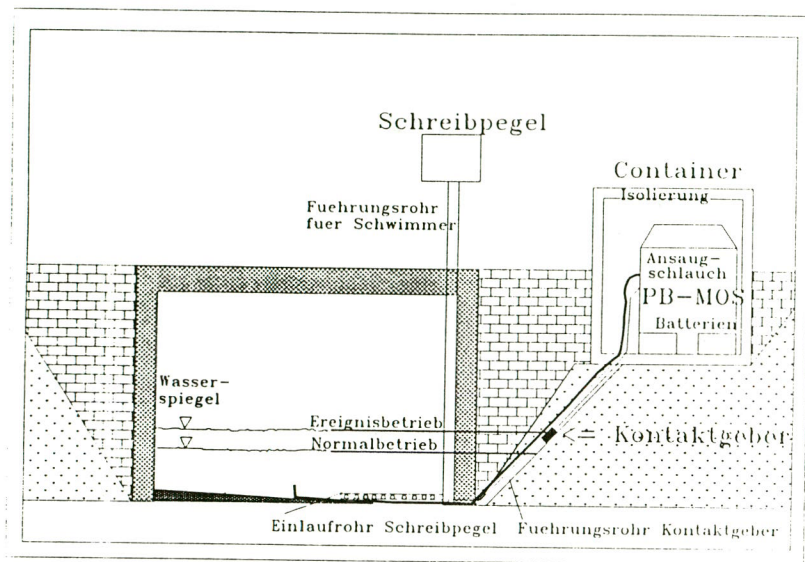


Abb. 4-4: Installation des Wasserprobenehmers und des Schreibpegels am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Südkirchen

Folgende Probleme bei dieser Beprobungsweise traten über den gesamten Untersuchungszeitraum auf:

- Die Einstellung der optimalen Probenahmefrequenz für den Normal- und Ereignisbetrieb ergibt sich erst im Laufe der Untersuchung und muß den saisonalen Abflußverhältnissen angepaßt werden. Dieses wiederum ist aber nur begrenzt möglich, da die Niederschlags- und damit im Detail auch die Abflußverhältnisse nicht vorhersehbar sind.
- Da nicht nur Abflußereignisse beprobt werden sollten, ist das zeitliche Einsetzen des Ereignisses und die eingestellte Probenahmefrequenz in Beziehung zum Wartungsintervall (Flaschenwechsel etc.) dafür verantwortlich, wie lange ein Ereignis beprobt werden kann, oder ob ein zweites Ereignis überhaupt noch durch die Probenahme erfaßt wird.

Spezielle Probleme in Verbindung mit der eingesetzten Probenahmetechnik:

- Unterliegt der Anstieg des Wasserspiegels zu Beginn eines Abflußereignisses stärkeren Schwankungen, können einige Flaschen durchgeschaltet werden, d.h. sie sind nur mit wenigen ml gefüllt und werden dann übersprungen



- Bei Frostperioden friert das Wasser, welches sich im Bereich der Kontaktgrenze Wasser/Luft befindet, im Schlauch und verhindert eine Probenahme

- Da keine eingezäunten Areale in Vorflutnähe zur Verfügung standen, waren des öfteren, wie auch z.T. bei anderen Geländeinstallationen, Ausfälle durch Vandalismus zu verzeichnen.

Aufgrund des hohen zeitlichen bzw. personellen Aufwandes für die PSM-Analysen konnte jeweils nur ein Teil der so gewonnen Proben analysiert werden. Als Auswahlkriterium für die Analysenhäufigkeit wurde die Abflußdynamik im Vorfluter zugrundegelegt. Bei konstanten Abflußverhältnissen ist von einer deutlich geringeren Konzentrationsänderung der PSM im Vorfluter auszugehen als bei Abflußereignissen. In Trockenwetterzeiträumen wurden daher Mischproben, z.T. über 3-4 Tage, aus den einzelnen Flaschen gebildet. Grundlagen der Mischprobenbildung in den Ereigniszeiträumen waren die vorherige Auswertung des Pegel- und des Niederschlagsschreibers, die registrierten Umschaltzeiten zwischen Normal- und Ereignisbetrieb (eingebauter Kleinrechner im PB-MOS) sowie ein zeitliches Leitfähigkeitsprofil, das durch alle abgefüllten Flaschen gemessen wurde. Diese drei Aufzeichnungen ließen in Kombination zum einen über die Leitfähigkeit eine Kontrolle der automatischen Probenahme zu, zum anderen konnte die Dynamik der Veränderungen in der Zusammensetzung des Vorfluterwassers abgeschätzt und dementsprechend repräsentative Proben, die das zeitliche Abflußgeschehen charakterisieren, ausgewählt oder auch zu Mischproben vereinigt werden. Diese wurden dann auf Triazine (Atrazin u. Metabolit Desethylatrazin, Terbutylazin u. Metabolit Desethylterbutylazin und Simazin) und Phenylharnstoffe (Chlortoluron und Isoproturon) gaschromatographisch im Labor untersucht. Die Vorgehensweise über einen Zeitraum von fünf Tagen ist in Abbildung 4-5 dargestellt.

Um neben den Konzentrationen auch die Frachtraten ermitteln zu können, sollte der Abfluß möglichst lückenlos erfaßt werden. Provisorische Überfallwehre konnten in den steileren Gebieten Nottuln und Südkirchen aufgrund der zu erwartenden hohen Abflußmengen und der damit zu aufwendigen Bauart nicht eingerichtet werden; in den sehr flachen Gebieten Merfeld und Hochmoor wurden wasserbauliche Bedenken aufgrund des Aufstaus des Wasserspiegels und damit einer evtl. Beeinträchtigung der Funktionstüchtigkeit von Dränagen im Oberstrom angemeldet. Aus diesem Grund wurden die Probenahme- und Abflußmeßstellen in Bereiche des Vorfluters gelegt, wo im Unterstrom eine Gefällstrecke mit möglichst unveränderlichen Querschnitten vorhanden war. Am Auslauf der Gebiete Nottuln und Südkirchen waren dies Brückenquerschnitte, in den Gebieten Hochmoor und Merfeld gerade Streckenabschnitte.

Zusammen mit dem Probenehmer wurden Pegelschreiber mit Wochenumlauf installiert. Sie sorgten für eine kontinuierliche Wasserstandsaufzeichnung im Auflösungsbereich von 1 mm. Der Höhenmaßstab der Übersetzung betrug aufgrund der max. Registrierhöhe von 25 cm zwischen 1:1

im Sommer und 1 : 5 im Winter. Der Schreibbogen wurde wöchentlich gewechselt. Als Schreiber wurde der Typ QP1 (SPOHR Frankfurt) verwendet, da er für die Fragestellung aufgrund der leicht einzustellenden Übersetzungsmaßstäbe anfangs als sehr gut geeignet erschien. In der Praxis zeigten sich jedoch deutliche Mängel, was insbesondere die große Trägheit des Schwimmer-Schreibsystems bei fallenden Wasserständen betraf. Bei zwei der vier eingesetzten Schreiber blieb der Schreibschlitten aufgrund zu geringer Toleranz auf der Führungsschiene regelrecht klemmen. Eine Verbesserung konnte nach erfolgloser Reklamation durch den Einbau größerer Abstands-scheiben der Führungsschiene erzielt werden.

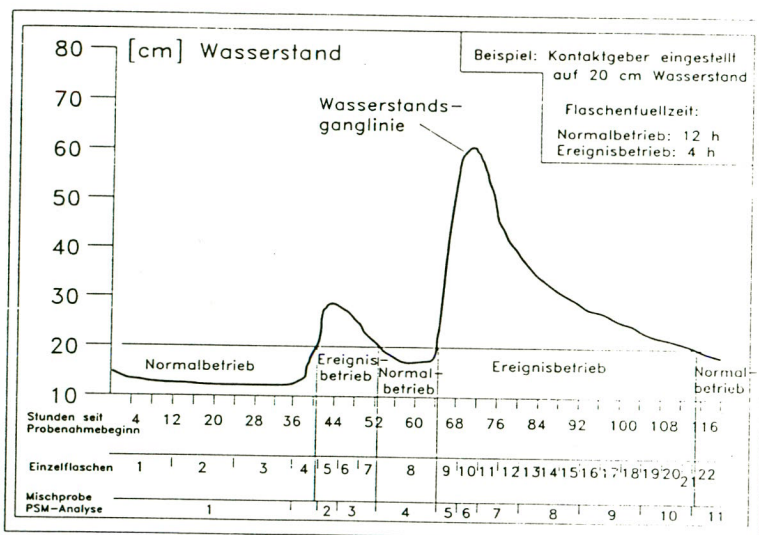


Abb. 4-5: Beprobungsverlauf und Auswahl der Proben für die Herbizidanalytik in Abhängigkeit vom Abflußgeschehen (Schemazeichnung)

Abflußmessungen wurden bei verschiedenen Wasserständen mit dem Klein- und Großflügel (Fa. OTT) vorgenommen. Sie bilden gemäß den RICHTLINIEN FÜR ABFLUSSMESSUNGEN (1971) die Grundlage für die Abflußkurve. Später wurden alle 3-4 Tage Kontroll- bzw. zusätzliche Eichmessungen durchgeführt. Hierbei zeigte sich insbesondere in Merfeld, daß das Bachbett im Unterstrom von der Meßstelle bis zum freien Ausfluß in den Eskenbach größeren Veränderungen unterworfen war. Nach dem Sturm im Herbst 1989 wurde durch eine entwurzelte Pappel am Bachrand das Bachbett eingengt und durch sandige Ablagerungen die Bachsohle erhöht, im Sommer durch Verkrautungen die Fließgeschwindigkeit gebremst und der Wasserstand erhöht. Hier mußten im Rahmen der

Abflußermittlung Ausgleichsrechnungen, wie sie bei MANIAK (1988) dargestellt sind, für verschiedene Zeitabschnitte durchgeführt werden.

Ähnliches gilt auch für die Niedrigwasserbereiche. Bei absolutem Niedrigwasserstand im Spätsommer und Herbst wurde in Trockenwetterzeiträumen zumeist auf die alle 3-4 Tage durchgeführten Direktmessungen mit Flügel bzw. Gefäß zurückgegriffen und bei konstanten Verhältnissen interpoliert. Da kein Dreieckswehr mit Überfall installiert war, konnten die Schreibpegel diese geringen Abflußmengen, von 0,5 l/s bis zum Trockenfallen, nicht auflösen.

Trotz der oben genannten Einschränkungen hinsichtlich der Genauigkeit im Niedrigwasserbereich lassen die vorgenommenen Abflußmessungen folgendes erkennen:

- Einsatz und zeitlicher Verlauf des Abflußereignisses
- Abflußwirksamkeit der Niederschläge
- Größenordnung der Abflußmenge und zusammen mit Wasserinhaltsstoffen auch die der Frachtrate

### **4.3 Analytische Erfassung der untersuchten Herbizide und Begleitparameter**

#### **4.3.1 Aufarbeitung der Proben**

##### **Wasserproben**

Die Anreicherung der Wirkstoffe aus den Wasserproben erfolgte mittels im Labor standardisierter Festphasenextraktion (WEBER 1989, WERNER 1989). Die Aufarbeitung der Wasserproben zeigt Abbildung 4-6. In der Regel wurde ein Liter der nicht filtrierten Wasserprobe mit annähernd konstanter Geschwindigkeit (ca. 0,5 l/h) über die konditionierte Festphase geleitet. Anschließend wurde das Wasser durch Pentan verdrängt (nur bei nicht mit Pentan eluierbaren Stoffen) und das Packungsmaterial im Stickstoffstrom getrocknet. Die auf der Säule angereicherten Wirkstoffe wurden nun mit Methanol in einen Spitzkolben eluiert und am Rotationsverdampfer (30 °C und 120 mbar) eingengt und mit 1 ml Methanol aufgenommen (Anreicherungsfaktor: 1000). Je nach Beschaffenheit der Probe wurde der Extrakt durch fraktionierte Extraktion an Kieselgel gereinigt. Die Meßlösungen wurden in Ampullen eingeschmolzen und bis zur Analyse im Kühlschrank (4 °C) gelagert.

Phenoxyalkancarbonsäuren lassen sich nur nach Umsetzung zu ihren leicht flüchtigen Estern chromatographieren. In der vorliegenden Untersuchung wurden mit Methanol/Schwefelsäure die entsprechenden Methylester hergestellt. Dazu wurden 1 l Wasserprobe mit Salzsäure (konz.) auf pH < 2 eingestellt. Die weitere Aufarbeitung erfolgte analog zur Wasseraufbereitung mittels

Festphasenextraktion. Zu den so gewonnen Methanolextrakten wurden tropfenweise 0,5 ml Schwefelsäure gegeben und bei geschlossenem Kolben 15 min geschüttelt. Die Lösung wurde in einen Scheidetrichter überführt und 3 x mit je 10 ml Hexan extrahiert. Die vereinigte organische Phase wurde mit Natriumsulfat getrocknet, filtriert und am Rotationsverdampfer bis fast zur Trockene eingengt. Das restliche Lösungsmittel wurde mit Stickstoff abgeblasen und der Rückstand mit 1 ml Hexan aufgenommen.

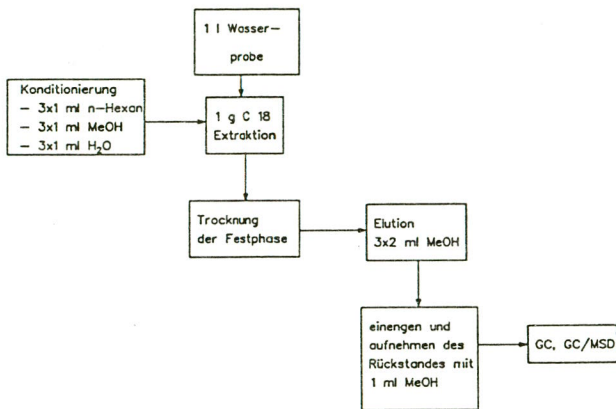


Abb. 4-6: Aufarbeitung der Wasserproben; aus MÜLLER-WEGENER et al. (1991)

### Bodenproben

Die eingefrorenen Bodenproben wurden am Tag vor der Aufarbeitung aufgetaut und < 2mm gesiebt. Zwei Parallelansätze von je 50 g wurden zur Herbizidbestimmung in Schüttelflaschen eingewogen; von einem dritten Aliquot wurde vorher die Trockenmasse bestimmt. Entsprechend dem Wassergehalt der Bodenproben wurde ca. 100 ml Methanol zugesetzt und 90 Minuten über Kopf geschüttelt. Die methanolische Lösung wurde in Zentrifugengläser überführt und mit 3000 U /min zentrifugiert. 50 ml des Überstandes wurden eingengt, mit 5 ml Methanol aufgenommen, in 1 l Glasflaschen überführt und mit 1000 ml Wasser zur Reduktion der Elutionskraft aufgefüllt. Die weitere Aufarbeitung erfolgte analog zur Aufarbeitung der Wasserproben.

Die Aufarbeitung der Sedimentproben zur Bestimmung der Phenoxyalkancarbonsäuren erfolgte analog, als Extraktionsmittel wurde aber ein Gemisch aus Methanol (85 ml)/Wasser (15 ml) eingesetzt, das mit Salzsäure auf pH < 2 eingestellt wurde. 50 ml des Überstandes erfuhren dann im weiteren eine der Bodenaufbereitung gleiche Behandlung.



#### 4.3.2 Bestimmung der Wirkstoffe

Während die direkte gaschromatographische Bestimmung der Triazine unproblematisch ist, lassen sich Phenylharnstoffe so nicht direkt bestimmen, da sie thermolabil sind. Bei Injektion von Chlortoluron und Isoproturon entstehen im Injektor des Gaschromatographen die entsprechenden Pyrolyseprodukte, in diesem Fall das 3-Chlor-4-methylphenylisocyanat und das 3-isopropylphenylisocyanat. Die Detektion beider Pyrolyseprodukte kann zur Bestimmung von Chlortoluron und Isoproturon herangezogen werden, wenn insbesondere die Injektionsparameter konstant gehalten werden. Im vorliegenden Fall wurden methanolische Lösungen injiziert. Wie von TAMIRI & ZITRIN (1987) anhand von Linuron und Diuron gezeigt wurde, setzen sich die im Injektor entstehenden Phenylisocyanate mit Methanol zu den entsprechenden Estern der Carbaminsäure um. Die stets reproduzierbare Umsetzungsrate selbst ist abhängig von den Injektionsparametern. Da Substanzen, die über einen identischen Phenylrest verfügen, nicht getrennt werden, liegt bei den Phenylharnstoffen eine summarische Erfassung des jeweiligen Wirkstoffes und eines Teils seiner Metaboliten vor, in diesem Fall die N-Demethylierungsprodukte. Diese Methode hat den Vorteil, daß bei der aufwendigen Serienanalytik auf PSM neben den Triazinen auch Phenylharnstoffe in einem einzigen Chromatogramm erfaßt werden können (vgl. auch KURZ, 1989). Hierzu wurde jeweils mindestens eine Doppelbestimmung auf zwei, zum größten Teil auch auf drei unterschiedlichen gaschromatographischen Systemen vorgenommen. Identifiziert wurden die Wirkstoffe auf Kapillarsäulen mit stationären Phasen unterschiedlicher Polarität. Zur Quantifizierung wurden die Mittelwerte der unterschiedlichen gaschromatographischen Systeme herangezogen (Parameter siehe 8). In regelmäßigen Abständen und generell bei problematischen Proben sowie starken Abweichungen innerhalb der Zeitreihenuntersuchung wurden die Ergebnisse mittels GC/MS abgesichert (Parameter siehe 8).

Die chromatographische Bestimmung erfolgte in Gaschromatographen des Typs HP 5890 und Chrompack 438 A mittels PND (phosphorus-nitrogen selective detector). Die Temperaturprogramme sind im Anhang wiedergegeben. In Tabelle 4-2 sind die relativen Retentionszeiten der Wirkstoffe auf den verwendeten Säulen zusammengestellt.

Methabenzthiazuron wurde nur bei wenigen Proben quantifiziert und Desisopropylatrazin, aufgrund seiner geringen Wiederfindungsrate, nicht in weitere Betrachtungen einbezogen, da bei dieser Untersuchung nicht die Erfassung möglichst vieler, sondern der zeitliche Konzentrationsverlauf exemplarischer Herbizide im Vordergrund stand. Zur Trennung wurden Kapillarsäule mit unterschiedlichen Polaritäten eingesetzt. In den meisten Fällen wurden die stationären Phasen Carbowax 20 M, OV-17 und SE 54 verwendet.

Tab. 4-2: Retentionszeiten\* der Wirkstoffe auf unterschiedlichen Säulen

Säule:	20 M	OV 17	SE 54
Isoproturon	10,3	20,8	39,4
Chlortoluron	12,0	22,9	31,1
Terbuthylazin	12,3	28,0	34,7
Atrazin	13,0	27,6	34,5
Methabenzthiazuron	13,7	26,9	31,5
Simazin	14,1	28,2	33,8
Desethylterbuthylazin	15,0	25,4	32,0
Desethylatrazin	16,7	25,4	31,5
Desisopropylatrazin	18,9	25,9	31,1

\* Angaben nur zur Reihenfolge auf einer Säule (Retentionszeiten unterliegen naturgemäß Schwankungen)

Alternativ zu den aufgeführten Bestimmungsmethoden wurde auch die Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) eingesetzt. Diese Methode erlaubt es, thermolabile und nicht oder schwer flüchtige Verbindungen direkt zu erfassen, ohne vorher eine Derivatisierung durchzuführen. So konnten z.B. die untersuchten Phenylharnstoffe und Phenoxyalkancarbonsäuren direkt und gleichzeitig mit den Triazinen erfaßt werden. Als Detektor wurde der Diodenarraydetektor verwendet.

Die Bestimmung der Wirkstoffe erfolgte aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit über den gesamten Untersuchungszeitraum gaschromatographisch. Die HPLC wurde lediglich innerhalb der Monitoringuntersuchung und zur Absicherung als eine weitere, vom gewählten Bestimmungsverfahren abweichende Absicherungsmethode eingesetzt.

Die Phenylalkancarbonsäuren wurden im Anschluß an die beschriebene Aufarbeitung, d.h. Derivatisierung zu den entsprechenden Methylestern, mit einem massenselektiven Detektor (MSD) bestimmt.

Neben regelmäßigen Blindproben wurden in größeren zeitlichen Abständen durch Zusatzversuche die Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenzen sowie der Wiederfindung gemäß der DFG-Methodensammlung, Abschnitt XI (GORBACH et al. 1982) ermittelt. Dabei ist die Nachweisgrenze (NG) definiert als die Grenze, bei der die verwendete Methode Signale liefert, die mit 95 % Wahrscheinlichkeit vom "Rauschen", das die gleiche Matrix mit dem Gehalt "Null" liefert, verschieden ist. Beginnend mit der Bestimmungsgrenze (BG) kann ein quantitativer Nachweis einer Substanz erfolgen. Sie muß gemäß der DFG-Methodensammlung folgende drei Kriterien erfüllen:

- sie ist größer oder gleich der Nachweisgrenze
- der Variationskoeffizient  $V$  ist für sie gleich oder kleiner als 0,2 (entsprechend 20 %)
- die Wiederfindung (WFD) beträgt mehr als 70 %

Die ermittelten Nachweis- und Bestimmungsgrenzen sowie die Wiederfindungsraten zeigt die

Tabelle 4-3. Die Angabe aller Wirkstoffkonzentrationen wurden in der Regel aufgrund der hohen Wiederfindung nicht um die entsprechende Ausbeute korrigiert. Diese früher übliche Korrektur wird nach THIER & FREHSE (1986, S. 135) heute nicht mehr durchgeführt, "solange die Ausbeute nicht unter 70 - 80 % liegt".

Die Analytik der GELSENWASSER AG auf die untersuchten Herbizide ist bei KÖTTER & SCHLETT (1988, 1989) beschrieben.

Tab. 4-3: Nachweisgrenze, Bestimmungsgrenze, Variationskoeffizient und Wiederfindungsrate der untersuchten Wirkstoffe und Metaboliten in Oberflächen- und Grundwasser

Wirkstoff	NG ( $\mu\text{g/l}$ )	BG ( $\mu\text{g/l}$ )	V	WFD (%)
Atrazin	0,01	0,02	0,08	97
Desethylatrazin	0,02	0,05	0,09	90
Terbuthylazin	0,01	0,02	0,09	95
Desethylterbuthylazin	0,02	0,05	0,09	98
Simazin	0,01	0,02	0,09	97
Isoproturon	0,03	0,05	0,12	94
Chlortoluron	0,03	0,05	0,14	95
Methabenzthiazuron	0,03	0,05	0,13	88
MCPP	0,03	0,05	0,10	65
MCPA	0,03	0,05	0,09	75
2,4 DP	0,03	0,05	0,09	76
2,4 D	0,03	0,05	0,10	70
MCPB	0,03	0,05	0,10	72
2,4,5 T	0,03	0,05	0,10	60

NG - Nachweisgrenze, BG - Bestimmungsgrenze, WFD - Wiederfindungsrate, V - Variationskoeffizient der Wiederholungsstandardabweichung

Tab. 4-4: Bestimmungsgrenze und Wiederfindungsrate der untersuchten Wirkstoffe und Metaboliten im Boden

Wirkstoff	BG ( $\mu\text{g/kg TS}$ )	WFD (%)	NG ( $\mu\text{g/kg TS}$ )	V
Atrazin	3	76	2	0,09
Desethylatrazin	10	70	8	0,12
Terbuthylazin	3	86	2	0,09
Desethylterbuthylazin	8	70	6	-
Simazin	3	74	2	0,11
Isoproturon	8	78	6	0,15
Chlortoluron	8	90	6	0,16

BG-Bestimmungsgrenze, WFD-Wiederfindungsrate, TS-Trockensubstanz

Die durchschnittlichen, gegenüber den Wasserproben stärker matrixabhängigen Bestimmungsgrenzen und Wiederfindungen (bei einem Variationskoeffizienten  $< 20\%$ ) der Wirkstoffe in den

untersuchten Böden zeigt Tabelle 4-4. Die untere Grenze des praktischen Arbeitsbereiches betrug für die Phenoxyalkancarbonsäuren 10 µg/kg TS.

#### 4.3.3 Bestimmung der Begleitparameter

##### Wasserproben

Zur weitergehenden Charakterisierung und als zusätzliche Interpretationshilfe zur Herkunft der Wässer, wurden in Auswahl die folgenden Kationen und Anionen und z.T. auch DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) in zahlreichen Wasserproben mitbestimmt:

Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Natrium ( $\text{Na}^+$ ), Kalium ( $\text{K}^+$ ), Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ), Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ), Hydrogenphosphat ( $\text{HPO}_4^{3-}$ )

Die Analytik erfolgte nach DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN FÜR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG (DEV 1989) im Zentrallabor der GELSENWASSER AG. Die Kationen der untersuchten Grundwässer wurden nach DEV (1989) mittels AAS im Labor des Geologisch-Paläontologischen Instituts der Universität Münster bestimmt.

Die elektrische Leitfähigkeit, der pH-Wert und das Redoxpotential der Wasserproben wurde jeweils nach DIN 38404 und der Sauerstoffgehalt nach DIN 38408 vor Ort potentiometrisch ermittelt.

##### Bodenproben

Der potentielle pH-Wert des Bodens wurde wie folgt ermittelt:

- Bestimmung mit 0,01  $\text{CaCl}_2$  Lösung
- Verhältnis Boden : Lösung 1 : 2,5
- potentiometrische Bestimmung des pH-Wertes in der Lösung

Der Gehalt an organischer Substanz im Boden wurde bestimmt bei

tonarmen Sandböden durch Glühen der bei 105 °C getrockneten Bodenprobe mit 500 °C bis zur Gewichtskonstanz und

tonreichen Böden nach gaschromatographischer Bestimmung von  $\text{C}_i$  (CARLO ERBA ANA 1500) und Differenzbildung zum anorganischen Kohlenstoff.



## 5. Ergebnis und Diskussion

### 5.1 Bestandsaufnahme der Herbizidkonzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser

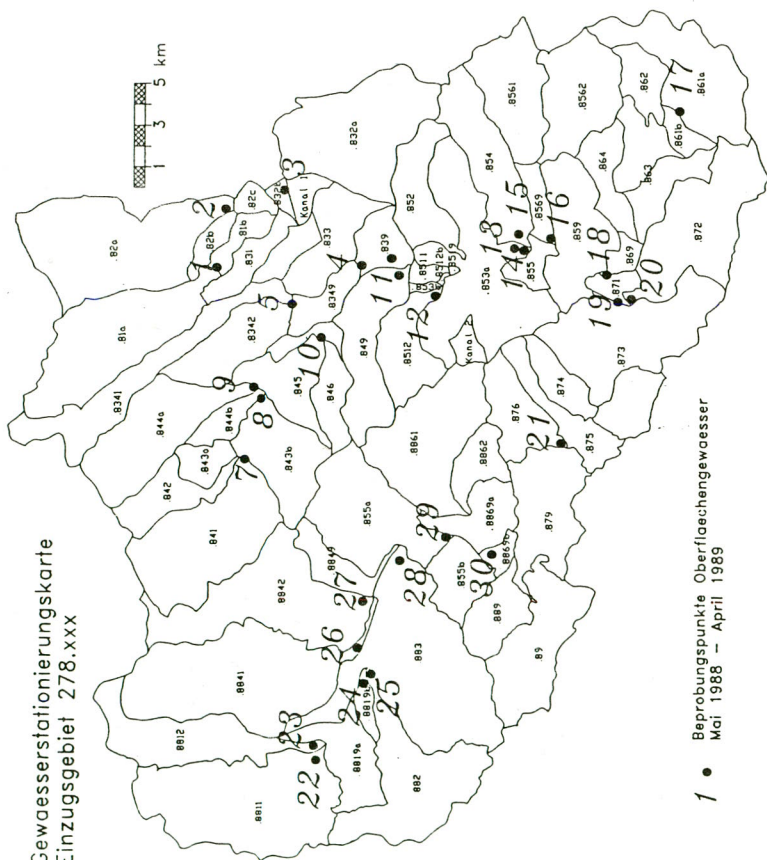
Die in Abbildung 5-1 wiedergegebene Gewässerstationierungskarte stellte die Grundlage für die Bestandsaufnahme der Herbizidkonzentration in den Oberflächengewässern dar. Für weiterführende Berechnungen mußten einige der amtlich ausgewiesenen Einzugsgebiete aufgrund der Lage der Probenahmepunkte in kleinere Flächen unterteilt werden. Sie wurden mit a, b und c gekennzeichnet.

#### 5.1.1 Grundwasser

##### 5.1.1.1 Bedeutung des Grundwassers für die Talsperre

Die Trockenwetterabflußspenden an den Probenahmeterminen zwischen dem 20. - 22. Juni 1988 sind auf Abbildung 5-2 wiedergegeben. Diese Abflußkartierung im Rahmen der Probenahme fand im Juni statt, nachdem seit mehr als 10 Tagen an keiner der Niederschlagsstationen im oder am Rand des Einzugsgebietes Niederschlag gefallen war. Bei der Probenahme im August ergab sich ein vergleichbares Bild. Die  $4,0 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  im Einzugsgebiet des Selmerbaches und die  $6,9 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  im Boombachgebiet fallen allerdings vermutlich zu hoch aus, da in beiden Fällen ein Kläranlagenablauf einen bedeutenden Anteil am Abfluß hat. Trotz dieser Einschränkung spiegelt die räumliche Verteilung der Trockenwetterabflußspenden die hydrogeologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet gut wieder. So weist der östliche Bereich der Tonmergelfazies zu diesem Zeitpunkt Abflußspenden deutlich unter  $1 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  auf. Im westlichen Einzugsgebiet der Stever zeigen niedrige Abflüsse von  $0,6$  und  $0,9 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  für den Hagenbach bzw. den Gronnenbach bereits an, daß hier Grundwasserneubildung und -abfluß gegenüber dem nördlichen Teil des Stever-Einzugsgebietes schon deutlich geringer sind. Die übrigen Einzugsgebiete, und zwar des Hagenbaches bei Buldern, des Karthäuser Mühlenbaches und insbesondere der Oberlauf der Stever, verdanken ihre relativ hohen Abflußspenden im wesentlichen ihren Quellzuflüssen am nördlichen Rand aus den Coesfelder Schichten am Daruper Berg und den Baumbergen. Zum Teil kann auch noch Grundwasser aus dem durchlässigeren Teil der Dülmener Schichten (Dülmener Sandkalke) am Abfluß beteiligt sein, der überwiegende Anteil fließt jedoch nach den großräumigen Grundwassergleichen den Halterner Sanden zu (GLA 1975b). Große Unterschiede zwischen direkt benachbarten Gebieten beruhen im wesentlichen auf der Abweichung von unter- und oberirdischer Wasserscheide. Das gleiche gilt auch für die hohen Abflußspenden im westlichen Bereich der Halterner Sande. Die Abflußspende betrug zu diesem Zeitpunkt mit ca.  $4,4 \text{ l/s} \times \text{km}^2$  mehr als das Zehnfache der Tonmergelfazies und ca. das Doppelte der Dülmener Sandkalke (Emkumer Mühlenbach:  $2,4 \text{ l/s} \times \text{km}^2$ ).

Gewässerstationierungskarte  
Einzugsgebiet 278.xxx



1 • Beprobungspunkte Oberflächengewässer  
Mai 1988 – April 1989

- 1 Oberlauf Stever
- 2 Helmerbach
- 3 Dümmer
- 4 Nonnenbach
- 5 Hegenbach
- 6 Stever b. Kackesbeck
- 7 Oberlauf Karthäuser Mühlenbach
- 8 Unterlauf Karthäuser Mühlenbach
- 9 Hegenbach b. Buldern
- 10 Oberlauf Kleurenbach
- 11 Unterlauf Kleurenbach
- 12 Gronnenbach
- 13 Stever unterhalb Lüdinghausen
- 14 Ablauf Klärenlage Lüdinghausen
- 15 Beverbach
- 16 Teufelsbach
- 17 Oberlauf Funne
- 18 Unterlauf Funne
- 19 Stever b. Rechde
- 20 Selmerbach
- 21 Enkumer Mühlenbach
- 22 Oberlauf Heubach
- 23 Ketbach
- 24 Heubach vor Mündung Boombach
- 25 Boombach
- 26 Kannebrocksbach
- 27 Oberlauf Mühlenbach
- 28 Unterlauf Heubach
- 29 Haltemer Mühlenbach
- 30 Sandbach

Abb. 5-1: Gewässerstationierungskarte und Lage der Beprobungsstellen der Oberflächengewässer; Grundlage: LWA (1982, 1983, 1987)

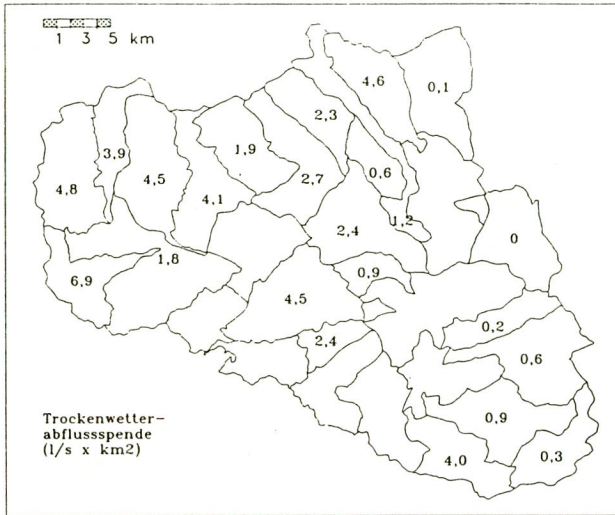


Abb. 5-2: Trockenwetterabflußspenden im Einzugsgebiet (20.- 22. Juni 1988)

Vermutlich aufgrund des tieferen Grundwasserabstroms nach Süden (Richtung Talsperre) und der höheren Evapotranspiration bei den geringen Grundwasserflurabständen in diesem Bereich fällt der Grundwasserabfluß für den unteren Teil des Heubaches mit 1,8 l/s x km im Vergleich zu den anderen Gebieten gering aus.

Auch im langjährigen Mittel läßt sich diese Aufteilung der Grundwasserzuflüsse zur Talsperre nachvollziehen. So zeigt die Tabelle 5-1 die langjährigen MNq-Werte. Diese stellen nach WUNDT (1953) die Mindestabflußspende dar, die auch noch nach langen Trockenperioden abfließen kann. Aus der Höhe der Trockenwetter- und dem Verhältnis zur mittleren Abflußspende geht die starke Zerteilung in Halterner Mühlenbach- und Stever-Einzugsgebiet hervor.

Zum anderen läßt sich wiederum auch hier eine Differenzierung der Grundwasseranteile am Abfluß innerhalb des Stevereinzugsgebietes erkennen. So sind die Spende und das Verhältnis im Oberlauf der Stever (Pegel Appelhülsen) recht hoch und vergleichbar mit den Werten der Halterner Sande. Gegenüber den hohen Quellschüttungen der Coesfelder Schichten im Bereich der Baumberge ist durch die Verhältnisse am Pegel Senden (Tab. 5-1) erkenntlich, daß die stromabwärts hinzukommenden Einzugsgebiete schon der undurchlässigen Sand- bis Tonmergelfazies entstammen. Daß

die Spenden bzw. Verhältnisse von Mq zu MNq bis zum Pegel Olfen dann nur noch wenig geringer werden, liegt daran, daß die zutretenden Vorfluter (Kleuterbach, Nonnenbach) ebenfalls noch bedeutendere Quellzuflüsse im Oberlauf haben. Die niedrigsten Spenden bzw. Verhältnisse weist dementsprechend auch das Untereinzugsgebiet der Funne auf (vgl. Tab. 5-1).

Tab. 5-1: Langjährige Abflußspenden (Mq und MNq) der Haupteinzugsgebiete

	MNq (l/s x km <sup>2</sup> )	Mq (l/s x km <sup>2</sup> )	Mq/MNq	Zeitraum
Steuer Einzugsgebiet:				
Pegel Appelhülsen	2,80	13,50	4,9	1973-1985
Pegel Senden	0,84	9,50	11,3	1976-1985
Pegel Olfen (Füchtelener Mühle)	0,64	9,66	15,1	1972-1985
Untereinzugsgebiet: Pegel Funne	0,46	9,62	20,9	1973-1985
Halterner Mühlenbach Einzugsgebiet:				
Pegel Sythen 1	2,55	10,3	4,0	1958-1985
Pegel Sythen 2	2,07	10,3	5,0	1959-1986
Untereinzugsgebiet: Pegel Merfeld	2,82	11,4	4,0	1969-1985

#### 5.1.1.2 Herbizidkonzentrationen im Grundwasser

Die Rahmenbedingungen der beprobten Meßstellen zeigt Tabelle 5-2. Es handelte sich um 26 Hausbrunnen, fünf Grundwasserbeobachter und eine Quelle. Die räumliche Lage, bzw. bei Hausbrunnen der Bereich, ist in Abbildung 5-3 wiedergegeben.

Die Ionenbilanz und ihre jahreszeitliche Schwankung ist für jede einzelne Grundwassermeßstelle im Anhang (gemäß der Gruppierung von Tab. 5-2) dargestellt. Die hydrochemische Bandbreite der untersuchten Grundwässer geht aus dem PIPER-Diagramm auf Abbildung 5-4 hervor. Da die hydrochemischen Verhältnisse über das Beprobungsjahr fast gleichblieben, wurde die erste Beprobung im Juni 1988 dargestellt. Die Symbolgruppeneinteilung erfolgte entsprechend der Aquiferausbildung gemäß der Tabelle 5-2. Unabhängig von dem Absolutgehalt können in dieser Darstellung (HÖTZL 1982, DVWK 1990) Wässer relativen Lösungsinhaltes verglichen werden, was eine Interpretation ihrer Herkunft erleichtert. Die unterschiedliche Ausbildung des Aquifers und der Deckschichten spiegelt sich unmittelbar im Anionendreieck wieder. Sechs der Grundwasserentnahmestellen liegen im Bereich unter 20 mval % HCO<sub>3</sub> im Anionendreieck. Es sind dies die Brunnen, deren Grundwasserneubildung ausschließlich in Podsol und Podsolgleyen der reinen Halterner Quarzsande erfolgt, die auch den Aquifer bilden. Diese nach der HYDROGEOLOGISCHEN KARTE 1:100000, BLATT RECKLINGHAUSEN unnatürlichen Grundwässer wiesen aufgrund der fehlenden Pufferung durch Bikarbonat auch dementsprechend geringe pH-Werte zwischen 4,7 - 6,3 bei der Beprobung auf. Im Bereich zwischen 20 und 40 mval % HCO<sub>3</sub> des Anionendreiecks folgen dann entsprechend dem



zunehmenden Karbonatgehalt der Aquiferausbildung die Wässer der Dülmener Sandkalke und der Niederterrasse. Im Bereich größer 60 mval %  $\text{HCO}_3$  sind dann, bis auf eine Ausnahme (Halturner Sande mit Grundmoränenbedeckung), die Wässer der Kluftaquifere der Karbonatgesteine geplottet.

Tab. 5-2: Rahmenbedingungen und Gruppierung der Grundwasserentnahmestellen

(1)	GW. (2)	AT	Aquifer-Bez.	Deck-schicht	max. Flur-abstand (m)	Br.-Tiefe (m)	Mittelwert: Kalium-gehalt (mg/l)	Nitrat-gehalt (mg/l)	Maisanteil im Einzugs-gebiet (3)	dominierender Bodentyp im Einzugsgebiet (3)
1	3	P	HS		3	19	1,6	74,0	xx	Gley-Podsol, z.T. Plaggensch
	5	P	HS	z.T. GM	7	10	8,0	51,6	xxx	Podsol-Pseudogley
	6	P	HS		30	27	15,1	81,5	xxx	Gley-Podsol, Podsol
	7	P	HS	z.T. GM	5	7	2,7	4,5	x	Podsol-Gley, Pseudogley a.GM
	8	P	HS		3	7	15,8	59,4	x	Gley-Podsol
	28	P	HS		3	8	38,1	111,5	xx	Podsol
	29	P	HS		10	15	7,3	72,6	x	Podsol
	9	P	HS+NT		3	10	7,8	41,6	xx	Podsol-Gley
	10	P	HS+NT		3	7	117,5	137,8	x	Podsol-Gley
	11	P	HS+NT		3	6	24,2	130,3	xx	Podsol-Gley
	1	P	HS/DS		3	18	6,4	94,4	xxx	Gley-Podsol, z.T. Plaggensch
2	2	P	HS/DS		3	14	4,1	132,0	x	Podsol, z.T. Plaggensch
	13	P	HS/DS		3	20	7,6	45,1	xxx	Gley-Podsol, Podsol-Parabraun.
	21	P	NT		3	3	48,8	79,2	x	Podsol-Gley
2	26	P	NT		5	4	22,8	138,1	x	Gley-Braunerde
	27	P	NT	z.T. GM	5	7	32,1	74,4	xxx	Podsol-Gley
3	30	P	NT		3	4	8,0	2,9	xx	Podsol-Gley, z.T. Plaggensch
	31	P	NT		3	11	2,0	0,7	x	Gley-Podsol
	32	P	NT		3	6	1,1	0,5	xx	Pseudogley-Gley
4	4	K	DS		3	30	7,9	140,0	x	Podsol-Parabraunerde, z.T. Plag.
	12	K	DS		5	27	1,3	81,2	xxx	Podsol-Parabraunerde
	18	K	DS		7	5	28,6	49,6	xxx	Pseudogley
	19	K	DS	FD	7	5	40,3	28,0	xx	Gley-Braunerde
	20	K	DS		5	4	32,6	208,4	xxx	Gley
5	22	K	TMKM		3	5	5,3	4,7	xx	Pseudogley-Gley
	23	K	TMKM	z.T. GM	5	8	71,3	27,3	xxx	Pseudogley
	24	K	TMKM		7	3	8,2	6,6	xxx	Pseudogley
6	17	K	SM	FD	3	12	6,5	0,9	xx	Podsol-Pseudogley
	14	K	SMTM	GM	3	10	2,3	0,7	x	Pseudogley
	25	K	TM	z.T. GM	3	18	2,7	2,1	xxx	Pseudogley
7	15	K	KMGST		50	0	1,2	35,4	x	Pseudogley-Parabraunerde
	16	K	KMGST		20	6	4,2	52,7	xx	Braunerde

(1) Gruppierung der Grundwasserentnahmestellen nach Ausbildung des Aquifers

(2) laufende Nummerierung der Grundwasserentnahmestellen (vgl. Abb.5-2)

Aquifertyp (AT) P = Porengrundwasserleiter K = Kluftgrundwasserleiter

HS Halturner Sande  
 HS + NT Halturner Sande überlagert von Niederterrasse  
 HS/DS Halturner Sande Übergang Dülmener Sandkalke  
 NT Stever Niederterrasse  
 DS Dülmener Sandkalke  
 TMKM Tonmergel/Kalkmergel Wechsellagerung  
 TM Tonmergel  
 SM Sandmergel  
 KMGST Kalkmergelstein

(3) unterirdisches Einzugsgebiet: abgeschätzt unter Berücksichtigung der Brunntiefe aus GW-Gleichplan M 1:50000, Morphologie und Fließrichtung der Vorfluter

Deckschicht:  
 GM Grundmoräne  
 FD Flugdecksande

x 20 - 30 % Maisanteil  
 xx 30 - 50 % "  
 xxx > 50 % "

Zumeist spiegelt sich der Düngeeinfluß bei den Brunnen mit aeroben Verhältnissen unmittelbar auch im Piper-Diagramm anhand höherer Nitratwerte wieder. Bei einigen Grundwasserentnahmestellen traten - erkenntlich an den ermittelten geringen Sauerstoffgehalten und Eh-Werten im Wasser während der Beprobung - stärker reduzierende Bedingungen auf.

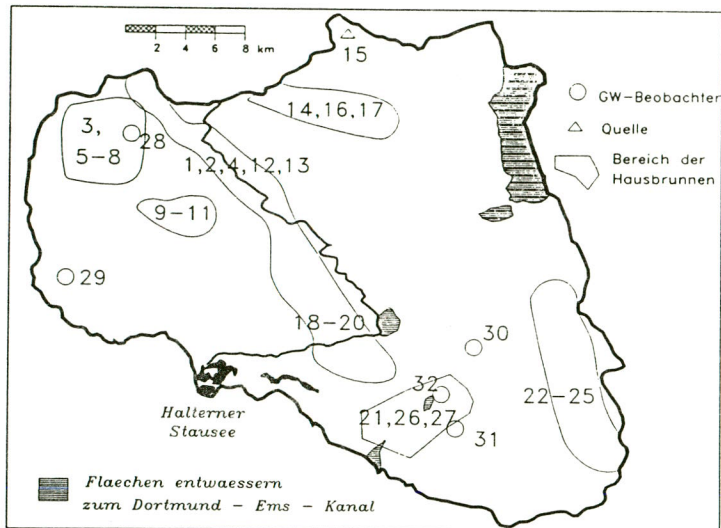


Abb. 5.3: Lage der Grundwasserentnahmestellen

Aufgrund der  $O_2$ -Konzentration von nur 0,1 mg/l ist hier von einer dissimilatorischen oder assimilatorischen  $NO_3^-$ -Reduktion auszugehen. Nach OBERMANN (1982, S.143) entspricht hierbei die  $NO_3^-$ -Abnahme der  $HCO_3^-$ -Zunahme. "Das  $HCO_3^-$ -Anion übernimmt daher bei der  $NO_3^-$ -Reduktion in der Ionenbilanz des Grundwassers die Rolle des  $NO_3^-$ -Anion".

Im Bereich der ehemaligen Talau der Stever treten ebenfalls sehr niedrige  $O_2$ -Gehalte auf, was auf eingelagertes organisches Material zurückzuführen ist. Als weitere  $NO_3^-$ -Reduktion insbesondere in diesem Bereich der Gruppe 3 (Tab. 5-2) innerhalb der Stever-Niederterrasse ist in diesem Fall bei zusätzlichem Auftreten von freiem Eisen (organoleptischer Befund) eine autotrophe-chemolithotrophe Denitrifikation zu vermuten. Bei diesem Abbaumechanismus wird das Nitrat durch spezielle Bakterien zu freiem Stickstoff umgesetzt, indem z.B. der Schwefel von  $FeS_2$  oxidiert wird. Hierbei treten nach STREBEL et al. (1985) im Aquifer hohe bzw. steigende Sulfatgehalte auf.

Auffällig sind auch hohe Kaliumgehalte (Tab. 5-2) und ihr Ionenverhältnis zum Natrium. So liegen die Äquivalentkonzentrationen an Kalium bei zehn der untersuchten Brunnen gleich hoch oder sogar

deutlich höher als die von Natrium (vgl. auch Einzeldarstellungen der Ionenverhältnisse der Brunnen im Anhang). Aufgrund seiner geringen geochemischen Beweglichkeit ist nach MATTHESS (1973) Kalium nur selten in größerer oder nahezu gleich großer Konzentration wie das Natrium in Süßwässern vertreten. Das ist vor allem in mineralstoffarmen Grundwässern der Fall. "Im allgemeinen machen in derartigen Grundwässern mit Natriumgehalten unter 10 mg/l die Kaliumgehalte nur 1-5 mg/l aus" (MATTHESS 1973, S. 184). Da die Bindungsintensität von Kalium höher als die von Natrium ist, führt das nach BUNDERMANN (1978) dazu, daß Kalium bei dem jetzigen, hohen Angebot aus Düngemitteln nach längeren Fließstrecken bevorzugt adsorbiert und dafür Natrium in nahezu äquivalenten Mengen freigesetzt wird. BUNDERMANN (1978) findet daher im Aquifer insbesondere im oberen Bereich höhere Kaliumgehalte, die mit zunehmender Tiefe durch Natrium ersetzt werden.

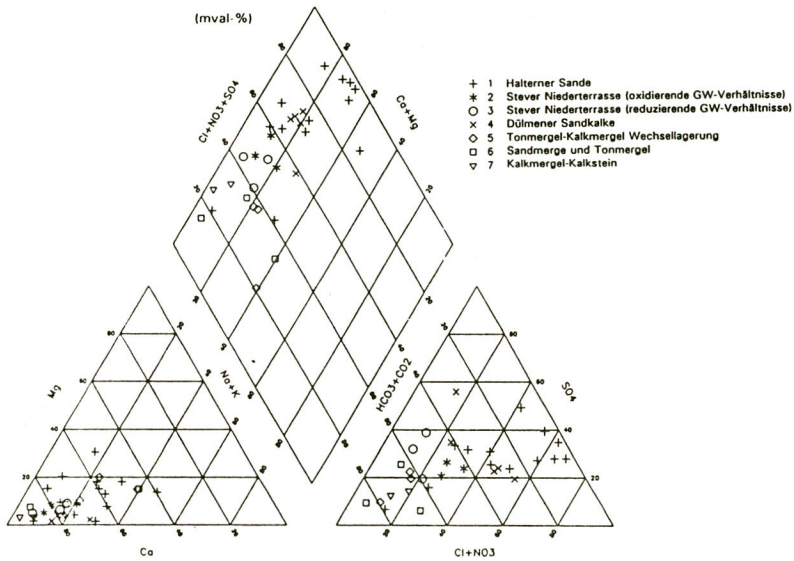


Abb. 5-4: Lage der untersuchten Grundwässer im PIPER-Diagramm

HAHN (1980) zeigt für Teilbereiche ähnlich sorptionsschwacher Sande der norddeutschen Lockergesteinsgebiete wie die des Halterner Raumes, daß vor allem Kalium- und Nitratgehalte zusammen mit den Chloridwerten eine Beeinflussung des Grundwassers durch Düngemaßnahmen erkennen lassen. HAHN postulierte unter der Berücksichtigung der geogenen Hintergrundkonzentration aus Waldeinzugsgebieten für den untersuchten Raum folgendes Schema zur Einstufung des Kontaminationsgrades durch landwirtschaftliche Tätigkeit:

		Cl (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	K (mg/l)
I	nicht oder gering kontaminiert	< 30	< 10	< 2,5
II	mäßig kontaminiert	30 - 50	10 - 30	2,5 - 10
III	stark kontaminiert	> 50	> 30	> 10

Werden die hydrochemischen Befunde der Gruppen 1 - 4 in der Tabelle 5-2 mit der Einstufung nach HAHN verglichen, so kann davon ausgegangen werden, daß die untersuchten Grundwässer zweifelsfrei überwiegend der Grundwasserneubildung ackerbaulich genutzter Flächen entstammen (Düngeeinfluß). Inwieweit dieses schon über längere Zeiträume der Fall ist oder ob sich stärkere Verschiebungen in Richtung der Aufsalzung der Grundwässer ergeben, läßt sich auch durch den Vergleich mit Analysen aus dem Jahr 1968 und früher (GLA 1989) nicht beantworten, da es sich zwar um Analysen aus dem gleichen Raum, aber um unterschiedliche Brunnen handelt. Die Analysenanzahl ist für eine solche Aussage zu gering. Wohl aber läßt die Abbildung 5-5 und die damalige Höhe der Konzentration der Inhaltsstoffe erkennen, daß der genauer betrachtete Bereich der Halterner Sande und Dülmener Sandkalke schon seit Jahren für klassische, anorganische Verschmutzungsindikatoren empfänglich war und daß der Grundwasserzustrom der ausgesuchten Meßstellen überwiegend aus der Grundwasserneubildung unter landwirtschaftlichen Flächen stammt.

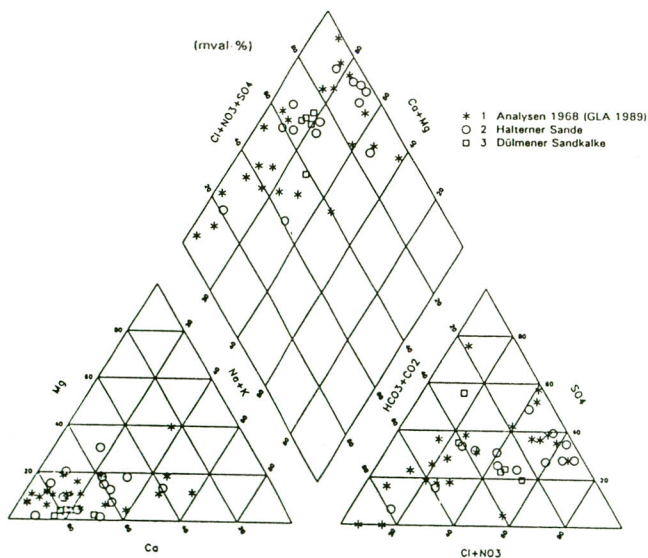


Abb. 5-5: Hydrochemie der untersuchten Grundwässer (1988) im Vergleich zu Analysen von 1968 und früher aus dem gleichen Raum (Bereich: Halterner Sande und Dülmener Sandkalke)



Diese beiden Feststellungen sind von Bedeutung, da nur dort PSM aus dem flächenmäßigen Einsatz im Grundwasser zu erwarten sind, wo sichergestellt ist, daß das beprobte Grundwasser wirklich der Grundwasserneubildung von Ackerflächen entstammt und nicht sorptive Deckschichten oder hohe Flurabstände mit langen Fließzeiten einen Eintrag von vornherein verhindern. Die hydrochemische Begleitanalytik hat in diesem Fall den "worst-case" Ansatz für das PSM-Beprobungsnetz weitgehend bestätigt.

Der zeitliche Verlauf der Ionenverhältnisse (Darstellung der Einzelwerte in MÜLLER-WEGENER et al., 1992) in den Brunnen während des Beprobungszeitraumes zeigt, daß Schwankungen in der Zusammensetzung der Grundwässer sehr gering bzw. kaum vorhanden sind. Stärkere Abweichungen (wie z.B. bei GW 30) treten am ehesten bei Grundwasserbeobachtern auf, die nur zeitweilig abgepumpt wurden. Die Hausbrunnen mit ständiger Anströmung zeigen stabile Verhältnisse. Betrachtet man insbesondere die gleichbleibenden Nitrat-, aber auch die Chloridkonzentrationen als Tracer, so kann mit OBERMANN (1982) festgestellt werden, daß die Konzentrationen räumlich sehr unterschiedlich sein können, daß aber zeitlich konstante Werte ihre Erklärung darin finden, daß im Grundwasserströmungsfeld das Wasser von jeweils denselben Stellen der Geländeoberfläche stammt, wo es durch die Niederschläge, die natürliche Verwitterung und die landwirtschaftliche Nutzung in bestimmter Weise hydrochemisch geprägt wurde.

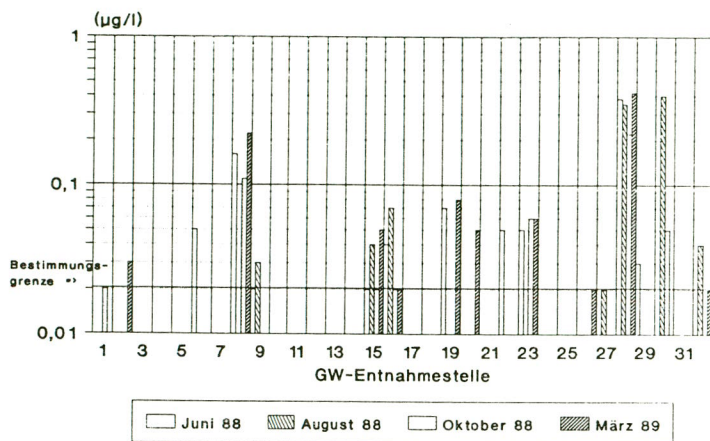
Generell ist festzustellen, daß im Vergleich zu den im Oberflächenwasser gemessenen Konzentrationen insgesamt nur sehr geringe Befunde von Herbiziden (Atrazin) im Grundwasser zu verzeichnen waren. Abbildung 5-6 gibt einen Überblick über die ermittelten Konzentrationen an Atrazin und Desethylatrazin. Bei über der Hälfte der untersuchten Grundwasserentnahmestellen traten keine bzw. nur qualitative Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze von  $0,02 \mu\text{g/l}$  auf. Desethylatrazin kam in der gleichen Häufigkeit und Größenordnung wie Atrazin vor. Das entspricht auch den Befunden, wie sie aus dem süddeutschen Raum vorliegen (AMANN et al. 1989).

Chlortoluron konnte in keinem Fall nachgewiesen werden. Allerdings liegt die Bestimmungsgrenze deutlich über der der Triazine und ferner war der Beprobungsansatz, wie oben erwähnt, vorwiegend auf Atrazin und Desethylatrazin ausgerichtet.

Die geringen Befunde in den untersuchten Grundwässern der sandigen Aquifere lassen den Schluß zu, daß trotz fehlender bindiger Deckschichten und damit einer überwiegend schnellen Sickerwasserbewegung in der ungesättigten Zone der Eintrag von s-Triazinen an den untersuchten Standorten in der Regel gering ist.

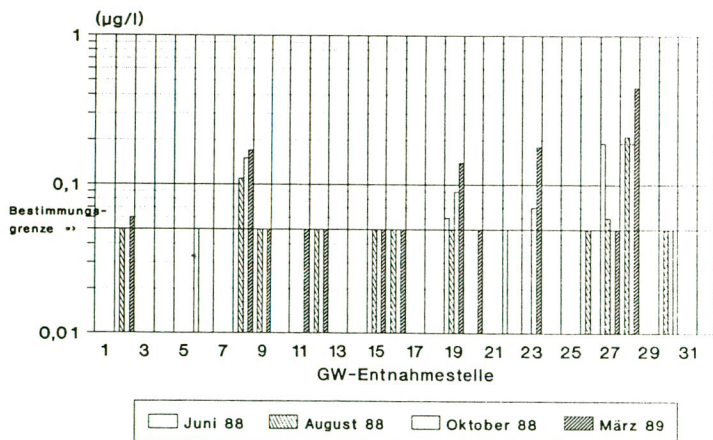
Obwohl in situ Versuche erst in jüngster Zeit angelaufen sind (MATTHESS et al. 1989, LEUCHS et al. 1990), sind der Abbau und die Retardation von PSM im Grundwasserleiter gegenüber dem Boden nach den bisherigen Erkenntnissen zumindest für s-Triazine von untergeordneter Bedeutung. Die meisten Angaben stammen hierzu bisher allerdings aus Laborexperimenten unter aquiferähn-

### Atrazin-Befunde Grundwasser



Balken bis 0,02 (µg/l) = n.b.

### Desethylatrazin-Befunde Grundwasser



Balken bis 0,05 (µg/l) = n.b.

Abb. 5-6: Atrazin- und Desethylatrazinbefunde in den untersuchten Grundwassermeßstellen

lichen Verhältnissen. Zum einen sind es reine Inkubationsversuche mit Aquifersubstraten zur Nachbildung des mikrobiellen Abbaues unter anaeroben Verhältnissen (MÜLLER-WEGENER et al. 1989) bis hin zur Simulation komplexer Systeme unter Einbeziehung der Retardation (NORDMEYER et al. 1990) in Durchlaufsäulen und Großgerinnen.

Folgt man den o.g. Autoren, so kann festgehalten werden, daß zwar von einem Abbau auch im Grundwasserleiter auszugehen ist, dieser aber zumindest für die s-Triazine im Vergleich zum Oberboden etwa eine Zehnerpotenz niedriger liegt. Ebenfalls ist die Retardation im Grundwasserleiter gegenüber der Sorption im Oberboden und in der ungesättigten Zone von deutlich geringerer Bedeutung. Das bedeutet für den untersuchten Raum der Halterner Sande, daß der z.T. hohe Humusgehalt der Gley- und Podsolgleyböden, die nach der Bodenkarte in weiten Bereichen sogar anmoorigen Charakter haben, ausreicht, die aufgebrachten Triazine trotz einer vermutlich raschen Sickerwasserbewegung fast vollständig sorptiv zu binden. Dieses deutet auch der Vergleich zahlreicher Befunde aus oberflächennahen Grundwasserproben an, die FRIESEL et al. (1987) direkt unter mit Atrazin behandelten Flächen auf sandigen Böden an der Grenze zum Kapillarsaum entnommen haben. Wenn ein Eintrag durch die Deckschichten hindurch überhaupt stattgefunden hat, ist das Verhältnis zwischen Abbaupotenz und Retardation auf der einen Seite und dem Umsatz und damit der Verweildauer des Grundwassers im Aquifer bis zu dessen Förderung auf der anderen Seite entscheidend für das Auftreten von positiven Befunden. Nach MATTHESS et al. (1989) ist z.B. in einem schlecht durchlässigen metamorphen Komplex mit einer Aufenthaltsdauer von etwa 3 Jahren zu rechnen, in einem mächtigen sandigen-kiesigen Porenaquifer mit mehr als 100 Jahren. Das dürfte ein weiterer Grund für die ermittelten geringen Konzentrationen sein, da ein Teil des geförderten Grundwassers in den Halterner Sanden in einem Zeitraum neugebildet wurde, in dem noch keine Applikation von Triazinen stattfand.

Von der Probenahme im August 1988 und März 1989 wurden die Hälfte der Grundwasserproben zusätzlich auch auf die folgenden Herbizide analysiert:

#### **Harnstoffe und Phenylharnstoffe**

Methabenzthiazuron, Isoproturon, (Monuron/Monolinuron) und Diuron

#### **Phenoxyalkancarbonsäuren**

MCPP (Mecoprop), MCPA, MCPB, 2,4 DP (Dichlorprop), 2,4 D, 2,4,5 T

Bei einem Nachweis von Monuron oder Monolinuron ist im wesentlichen von Monolinuron auszugehen, da Monuron wie auch 2,4,5 T nicht zugelassen war bzw. ist (BBA 1986).

Bei dem Monitoring wurden in zwei Hausbrunnen zusätzlich geringe Gehalte an Phenoxyalkancarbonsäuren nachgewiesen. Ein Brunnen wies bei beiden Probenahmen 0,1 bzw. 0,2 µg/l

Mecoprop auf. In einem anderen waren bei beiden Probenahmen Spuren ( $< 0,05 \mu\text{g/l}$ ) von 2,4 DP (Dichlorprop) zu verzeichnen.

Abschließend läßt sich festhalten, daß das Grundwasser im Vergleich zu den hohen Konzentrationen im Oberflächenwasser (Kap. 5.1.2.1) keine bzw. äußerst geringe Herbizidgehalte aufwies. Die ermittelten Konzentrationen lagen meistens im Bereich der Nachweisgrenze. Der Anteil des tieferen Grundwassers im Abfluß der Vorfluter ist somit generell als positiver Verdünnungsfaktor hinsichtlich der Erniedrigung einer Herbizidkonzentration im Oberflächengewässer aufzufassen.

### 5.1.2 Oberflächengewässer

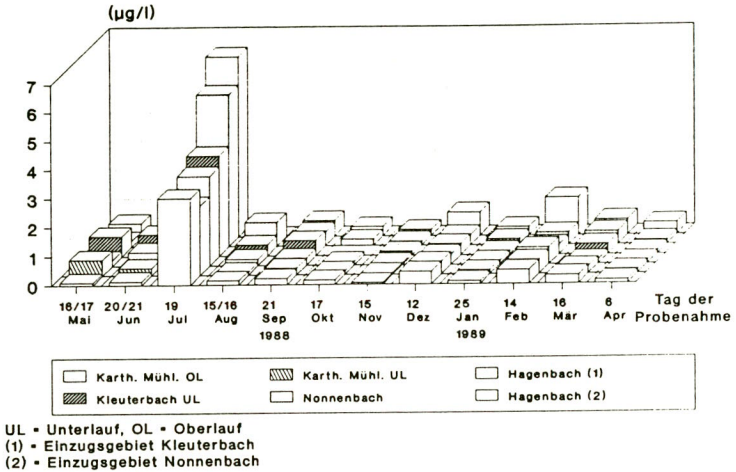
Die Bestandsaufnahme der Herbizidbelastung in den Oberflächengewässern durch stichprobenhafte Beprobung der verschiedenen Vorfluter sollte zeigen, inwieweit regionale Unterschiede existieren, aber auch, wie groß die saisonalen und abflußbedingten Konzentrationsschwankungen sein können. An dieser Stelle wird deshalb nur auf großräumigere Gemeinsamkeiten Bezug genommen, da sie die Voraussetzung für die Übertragung der Ergebnisse in den Kalibriergebieten auf das übrige Einzugsgebiet sind. Auf die potentiellen Eintragspfade wird an dieser Stelle nicht eingegangen, da diese im Rahmen der Kalibriergebiete (Kap. 5.2.4) behandelt werden. Abbildung 5-1 (s.o.) zeigt die Einzugsgebiete und Beprobungspunkte der Vorfluter, aufgeteilt nach der Gewässerstationierungskarte.

Die Abbildung 5-7 belegt solche Gemeinsamkeiten anhand der beiden ausgewählten Leitsubstanzen Atrazin und Chlortoluron. Da es sich um Stichproben handelt, können Abweichungen in den Konzentrationen auch bei den relativ großen Vorflutern schon dadurch zustandekommen, daß nicht zeitgleich, sondern über mehrere Stunden verteilt beprobt wurde. Die Konzentrationsverteilungen dieser Meßstellen im Einzugsgebiet von Nonnen- und Kleuterbach zeigen aber durch ihren gleichsinnigen Verlauf der Konzentrationsschwankungen und durch die jeweils gleiche Größenordnung, daß zufällige Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Probenahmestellen durch tendenzielle zeitliche Entwicklungen in der Regel bei weitem übertroffen werden. Dieses Ergebnis belegt, daß nicht einzelne Punktquellen als Verursacher in Betracht kommen, sondern daß es sich um ursächlich gleiche Flächenquellen oder um zumindest flächenhaft vorliegende Punktquellen handeln muß, die bei ähnlichen naturräumlichen Voraussetzungen wie bei diesen Einzugsgebieten auch gleiche Konzentrationen liefern. Somit ist aber auch die Grundvoraussetzung für die Übertragung der in kleineren Testgebieten gewonnenen Erkenntnisse auf größere, mit ähnlichen Gebietsparametern ausgestattete Räume erfüllt.

Die Abbildung 5-8 zeigt die aus den Konzentrationen und den gleichzeitig gemessenen Abflüssen ermittelten Frachtraten. Es ist zu erkennen, daß einzelne Abflußereignisse den dominierenden Anteil



### Atrazin Konzentration im Vorfluter (Stichprobe)



### Chlortoluron Konzentration im Vorfluter (Stichprobe)

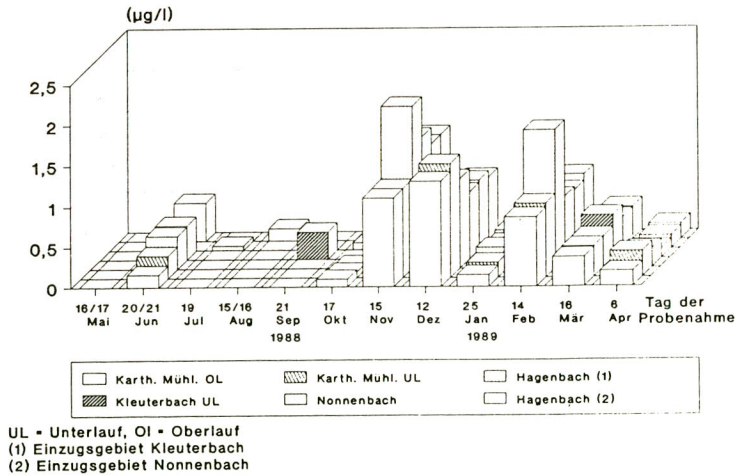


Abb. 5-7: Atrazin- und Chlortoluronkonzentrationen für Vorfluter aus benachbarten Einzugsgebieten im Verlauf von einem Jahr (monatliche Stichprobe); aus KLEINE et al. (1992)

am Austragsgeschehen des Einzugsgebietes ausmachen. Ferner zeigt sich, daß über das Jahr gesehen höhere Gesamtfrachtraten für Chlortoluron gegenüber Atrazin existieren. Dieses wird durch die generell höheren Abflüsse im hydrologischen Winterhalbjahr in Verbindung mit einer erst im Herbst stattfindenden Applikation von Chlortoluron hervorgerufen. Nach dem Verbot von Atrazin und durch die Einführung von Terbuthylazin und die damit generell niedrigeren Konzentrationen an s-Triazin im Vorfluter hat sich der Unterschied der Frachtraten noch wesentlich vergrößert. Für einen "ökologischen Endverbraucher" wie z.B. die Nordsee kann dieses Ergebnis bei sehr persistenten Stoffen von großer Bedeutung sein. Für die Belastungen in der Talsperre ist es aber weniger relevant, da aufgrund des geringen Ausbaugrades die Wässer im Hullerner-Becken und im Nordbecken des Halterner Stausees nach WESTPHAL (1988) eine theoretische Aufenthaltszeit von nur 25 bzw. 26 Tagen haben. Nach KÖTTER (1974, S.99) waren bei dem damaligen geringen Ausbaugrad von 8,5 % des Nordbeckens - das Hullerner Becken existierte seinerzeit noch nicht - für den Speicherinhalt normalerweise nur die Zuflüsse des letzten Quartals von Bedeutung: "In der wassergütemäßigen Zeit des Sommers und des Spätsommers besitzt die Stevertalsperre normalerweise die Füllung, die überwiegend auf mittlerer Wasserführung der Zuflüsse und nur untergeordnet auf Hochwässer als Folge von Starkregen basiert". Diese unter dem Aspekt des Phosphateintrages gemachten Angaben haben sich aufgrund des weiteren Ausbaues bzw. der Anlage des Hullerner Stausees, der der Stevertalsperre vorgelagert ist, theoretisch aufgrund der höheren Speicherung zu einer längerfristigen, für die Trinkwassergewinnung relevanten Durchmischung von zufließendem und gespeichertem Wasser verändert. Wie allerdings bei WESTPHAL (1988) aufgezeigte Strömungsanalysen anhand von Tracerausbreitungen gezeigt haben,

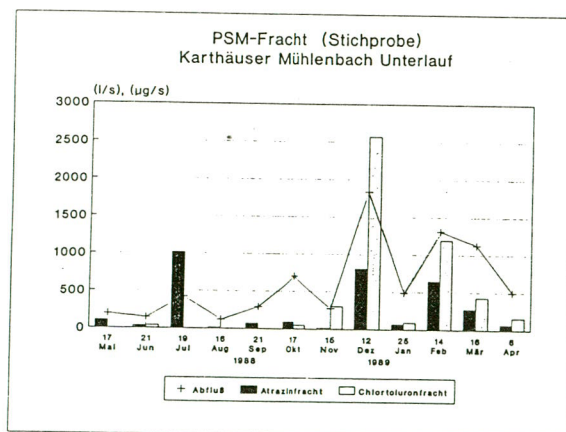


Abb. 5-8: Zeitliche Verteilung der Frachtraten für Atrazin und Chlortoluron im Unterlauf des Karthäuser Mühlenbaches

existieren im Nordbecken bevorzugte Fließwege infolge von Kurzschlußströmungen.

Unklar ist deshalb vor allem, inwieweit bei Hochwasser ein Austausch mit dem übrigen Speichergehalt erfolgt. Dieses Problem ist relevant, da im Falle der Stever sehr hohe Abflüsse - verbunden mit zumeist höheren Konzentrationen an Herbiziden aus dem landwirtschaftlichen Einsatz - als regelrechte Durchströmung durch den Stausee an den Dückerrohren (Wasserentnahme zur Grundwasseranreicherung) vorbei aufgefaßt werden können. Den mit hohen Abflüssen verbundenen großen Frachtraten käme somit für die Rohwassergewinnung nur während bzw. einige Zeit nach einem Abflußereignis eine Bedeutung zu, wobei allerdings auch hier nur die vorliegende Konzentration im Durchfluß von Belang ist. Gegenüber einer Talsperre mit annähernd 100 % Ausbaugrad, bei der ein hoher Abfluß - verbunden mit einer hohen Konzentration - in den Vorflutern zu einem extrem hohen Eintrag führt, welcher somit fast ausschließlich für die im Endeffekt vorliegende Konzentration in der Talsperre bzw. Rohwasser verantwortlich ist (bei keinem oder nur geringem Abbau der Wirkstoffe), kommt hier der langfristigen Konzentration über das Jahr in den beiden Hauptvorflutern eine ähnliche Bedeutung zu wie der absoluten Frachtrate. Die Konzentration in den beiden Hauptvorflutern ist demgegenüber aber von den jeweiligen Gebietsspenden der einzelnen Untereinzugsgebiete abhängig. Daraus ergibt sich, daß die Konzentration in den einzelnen Vorflutern allein ohne die Kenntnis über den zugehörigen Abfluß wenig aussagt über den Anteil, den die Vorfluter zur Belastung der Stever bzw. des Halterner Mühlenbaches beitragen. Vor dem Hintergrund des Grenzwertes von  $0,1 \mu\text{g/l}$  für den einzelnen PSM-Wirkstoff im Trinkwasser, welcher im Einzugsgebiet in Zukunft erreicht werden soll, spielt allerdings eine Rolle, ob z.B. eine gleich hohe Frachtrate bei Konzentrationen über oder unter  $0,1 \mu\text{g/l}$  erreicht wird. Bei LITZ et al. (1989b) war schon gezeigt worden, daß in den Bächen zum Teil deutliche Konzentrationsunterschiede an den untersuchten Herbiziden vorliegen.

Die vorgenommene Auswertung der Luftbildkartierung ergab die in Abbildung 5-9 dargestellten prozentualen Anteile der Kulturen für das jeweils im Oberstrom der Meßpunkte erfaßte Einzugsgebiet. Wie aus der Abbildung 5-9 ersichtlich ist, ergibt sich keine positive oder negative Korrelation zwischen Mais- und Getreidefläche. Es liegt somit auch kein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Höhe der mittleren Herbizidkonzentration im Vorfluter und dem Anteil der jeweiligen Anbaufläche im Oberstrom vor. Der Einfluß des Anteils der Anbau- und damit der potentiellen Behandlungsfläche im Einzugsgebiet wird demnach durch andere Gebietsparameter übertroffen. Das belegt auch die positive Korrelation der Atrazin- und Chlortoluronkonzentration in Abbildung 5-10 im Vergleich zu Abbildung 5-9. Hier ergab sich ohne den Beverbach, der einen Ausreißer hinsichtlich der Atrazinkonzentration darstellt (siehe w.u.), für das geometrische Mittel der Atrazin- (Y) und der Chlortoluronkonzentration (X) folgende Regressionsgerade:

$$Y = 0,00378 + 2,258 \cdot X \quad \text{Korrelationskoeffizient} = 0,857 \quad R = 73,4 \%$$

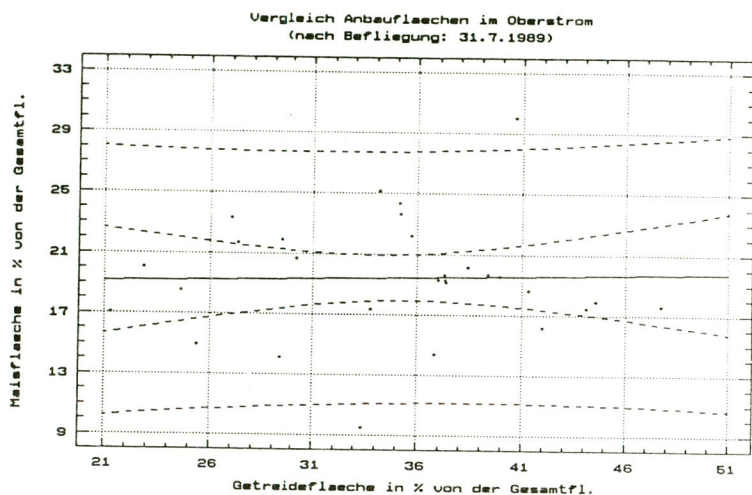


Abb. 5-9: Vergleich der prozentualen Anbaufleichen (Luftbildauswertung; Stand: 31.7.1989) von Mais und Getreide im Oberstrom der Beprobungstellen in den Oberflächengewässern (Linie: Regressionsgerade; gestrichelte Linien: Vertrauensintervalle 95 % und 99 %)

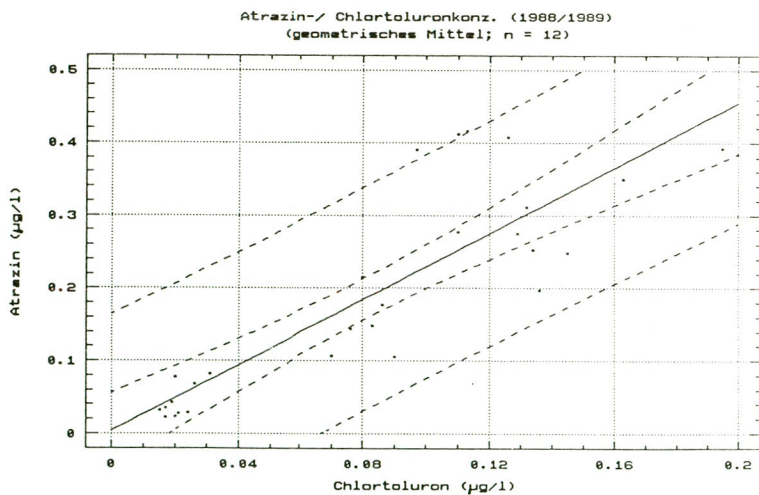


Abb. 5-10: Vergleich der an den Beprobungstellen in den Oberflächengewässern ermittelten durchschnittlichen Atrazin- und Chlortoluronkonzentration (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert, vgl. Anmerkungen im Text)

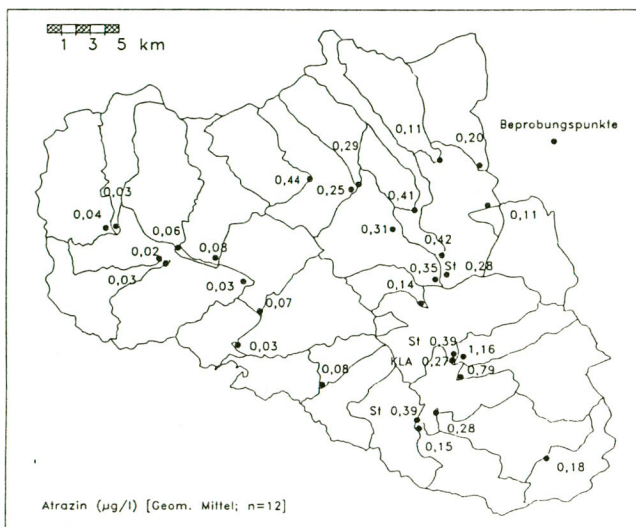


Für die Mittelwertbildung wurde aufgrund der bei Wasserinhaltsstoffen überwiegend log-normalen Verteilung das geometrische Mittel zugrunde gelegt. Für Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden Werte von 30 % derselben angenommen, um die errechneten Mittelwerte vergleichbar mit denen des Wasserwerkbetreibers zu halten, denen die gleiche Berechnungsweise zugrundeliegt. Dieses jeweils vereinbarungsgemäße Vorgehen ist notwendig, da unter anderem z.B. bei der geometrischen Mittelwertbildung nicht mit undefinierten Werten "kleiner als" und auch nicht mit Null gerechnet werden kann. Mit Null zu rechnen, würde auch bedeuten, daß keine Konzentration vorliegt, was im Rahmen dieser Zeitreihenuntersuchung durch die häufigen Befunde praktisch auszuschließen ist. Zudem kommt hinzu, daß bei den Analysen oft Spuren oberhalb der Nachweis-, aber unter der Bestimmungsgrenze ermittelt wurden. Dieses Problem der Mittelwertbildung, das bei allen Konzentrationen im analytischen Spurenbereich auftritt, wurde in DVWK (1990) ausführlich und kritisch diskutiert. Hinsichtlich praktischer hydrochemischer Fragestellungen aber wurde diese Vorgehensweise unter Angabe der jeweiligen Berechnungsgrundlage als möglich erachtet. Somit wurde auch hier bei der Mittelwertbildung, die ausschließlich dem Vergleich untereinander dient, bei Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 0,02 µg/l (für s-Triazine) und 0,05 µg/l (für Phenylharnstoffe) mit 0,006 µg/l bzw. 0,015 µg/l gerechnet.

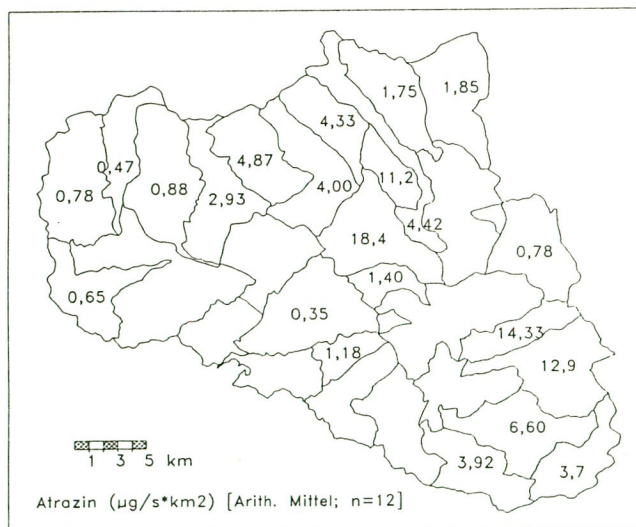
Das kann dazu führen, daß der Mittelwert kleiner als die Bestimmungsgrenze werden kann und diese Konzentration auch dementsprechend als im Mittel kleiner 0,02 bzw. 0,05 µg/l zu interpretieren ist. Da mit solchen Werten keine weiteren Berechnungen durchgeführt werden, wurden sie für den direkten Vergleich untereinander als absolute Angaben in den Abbildungen wiedergegeben, da nur so die Höhe der regionalen Unterschiede ersichtlich wird (Abb. 5-11, Abb. 5-13 und Abb. 5-15). Im folgenden ist ein Rechenbeispiel für die in Abbildung 5-11 bis Abbildung 5-16 dargestellten mittleren Wirkstoffkonzentrationen bzw. -spenden wiedergegeben:

Mittlere Chlortoluronkonzentration und -spende für das Einzugsgebiet Hagenbach bei Buldern (Größe: 21,45 km<sup>2</sup>; Meßstelle Nr.9)

Beprobungs- termin	ermittelte Konzentration (µg/l)	zugrundegelegte Konzentration für Berechnung (µg/l)	Abfluß (l/s)	Fracht (µg/s)	Spende (µg/s x km <sup>2</sup> )
1	< 0,05	0,015	60	0,90	
2	0,41	0,410	49	20,09	
3	< 0,05	0,015	126	1,89	
4	< 0,05	0,015	49	0,74	
5	< 0,05	0,015	80	1,20	
6	0,05	0,050	252	12,60	
7	2,00	2,000	111	222,00	
8	1,10	1,100	612	673,20	
9	0,26	0,260	199	51,74	
10	1,70	1,700	511	868,70	
11	0,38	0,380	407	154,66	
12	0,23	0,230	242	55,66	
Geometrisches Mittel Chlortoluronkonzentration:			Arithmetisches Mittel Chlortoluronspende :	171,95	8,02



**Abb. 5-11: Atrazin (Mittlere Konzentration in den Vorflutern; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989) (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert)**



**Abb. 5-12: Atrazin (Mittlere Wirkstoffspende der Einzugsgebiete; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989) (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert)**

Gegenüber einer langfristigen Beurteilung einer Konzentration vor einem zeitlichen Hintergrund (z.B. tägliche Aufnahme), ist bei der Frachtrate gegenüber dem geometrischen Mittelwert der arithmetische angebracht, um so die tatsächliche Belastung annähernd wiederzugeben, da andernfalls "Starkabflußereignisse" als Ausreißer eliminiert werden. Die Flächenspende ist aber somit bei einem entsprechend geringen Stichprobenumfang, wie im vorliegenden Fall, stärker durch die Extremwerte geprägt. Abflußspenden konnten nur dort ermittelt werden, wo direkt oder durch Differenzenbildung errechnet auch die dazugehörigen Abflußmengen vorliegen.

Aus der Gegenüberstellung der durch das geometrische Mittel geglätteten Konzentration und der jeweiligen Gebietsspende (Abb. 5-12, Abb. 5-14 und Abb. 5-16) läßt sich erkennen, welchen Beitrag bei welchem Konzentrationsniveau die einzelnen Vorfluter zur Gesamtbelastung liefern. Aufgrund der Abwicklung der Probenahme über 3 Tage (vgl. Kap. 4.1.2) und der damit evtl. unterschiedlichen Abflußbedingungen ist streng genommen nur jeweils der Ober- und Unterlauf der Stever sowie der Halterner Mühlenbach für sich interpretierbar. Vor dem Hintergrund der Abflußbedingungen können jedoch aufgrund deutlicher Unterschiede auch übergreifende Feststellungen hinsichtlich der Belastung gemacht werden.

Die Abbildung 5-11 zeigt, daß die höchsten Atrazinkonzentrationen mit  $1,16 \mu\text{g/l}$  im geometrischen Mittel im Beverbach gemessen wurden. Diese z.T. sehr hohen Befunde sind als Ausnahme zu betrachten, da sich hier im Laufe von anschließenden weiteren Untersuchungen herausstellte, daß eine Punktquelle erheblich zur Kontamination beitrug. Das zeigte sich auch, entgegen den übrigen Befunden, daran, daß die Atrazinkonzentration bei niedrigerem Abfluß zunahm.

Eine derartige Konzentrationsveränderung im Vorfluter ist nach ZOBRIST (1978) typisch für Stoffe, die aus Einleitungen stammen (z.B. die Phosphatkonzentration in stark durch Kläranlagen beeinflussten Vorflutern), da bei nachlassender Verdünnung durch die geringer werdende Wassermenge im Vorfluter bei weiterhin konstanter Konzentration und Schüttung der Punktquelle die Konzentration im Vorfluter ansteigt. Diese Konzentration fiel somit auch besonders hoch aus, da der Abfluß aus diesem Einzugsgebiet (vgl. Abb. 5-2) bei Trockenwetter äußerst gering ist. Dementsprechend wurde hier auch nur eine Flächenspende von  $14,33 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$  für Atrazin erzielt, wie sie auch für andere Gebiete errechnet wurde (vgl. Abb. 5-12). Vergleichbar hohe Austräge ergaben sich für den Teufelsbach ( $12,9 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$ ), den Hagenbach ( $11,2 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$ ) und den Unterlauf des Kleuterbaches ( $18,4 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$ ). Wie sich aus dem Vergleich von Konzentration und Gebiets-spende für Atrazin ergibt, werden die gleich hohen Atrazinspenden im Hagenbach- bzw. im Kleuterbach durch höhere Abflüsse in der Sommerhälfte gegenüber Bever- und Teufelsbach (vgl. auch Kap. 5.1.1) hervorgerufen. Für das Einzugsgebiet des Dümmers ( $0,78 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$ ) ergaben sich solche niedrigen Flächenspenden, wie sie sonst nur im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches auftreten, durch sehr niedrige Abflüsse während der Probenahme. In diesem Fall wurden sie durch einen Rückstau der bei extremem Niedrigwasser stark aufgestauten Stever hervorgerufen. Die Abfluß- und somit auch die Gebietsspenden für die Wirkstoffe fallen deshalb für dieses Einzugs-

gebiet zu niedrig aus. Auch waren die Abflüsse insgesamt sehr gering, so daß es möglich erscheint, daß das Einzugsgebiet evtl. auch im Zusammenhang mit der vorherigen Kanalunterquerung zu groß ausfällt.

Der Konzentrationsverlauf innerhalb der Stever von  $0,28 \mu\text{g/l}$  (Oberstrom bei Senden) über  $0,39 \mu\text{g/l}$  bei Lüdinghausen bis zu ebenfalls  $0,39 \mu\text{g/l}$  bei Rechede entspricht dem mittleren Konzentrationsniveau der zufließenden Bäche und zeigt eine Zunahme zum Unterstrom hin. Da die Stever im hydrologischen Sommerhalbjahr, in welchem die hohen Atrazinkonzentrationen ermittelt wurden, stark aufgestaut ist und sehr träge fließt (meist kleiner  $0,1 \text{ m/sec}$ ) und damit auch eine stark integrierende Wirkung für zwischenzeitliche Konzentrationen aufweist, belegt die gleich hohe Konzentration der beiden Meßstellen im Unterstrom der Stever, daß z.B. die hohen Konzentrationen des Beverbaches auch nicht zwischenzeitlich aufgrund evtl. höherer Abflußmengen zu einer dominierenden Erhöhung der Konzentration in der Stever beiträgt. Die hohe Belastung der Stever mit Atrazin ist also bereits schon nach dem Zusammenfluß mit Nonnen- und Kleuterbach gegeben. Vergleicht man die mittleren Konzentrationen an Atrazin im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches mit denen des Stever-Einzugsgebietes, so erkennt man, daß im ersten Fall  $0,1 \mu\text{g/l}$  im Mittel nicht überschritten werden. Generell läßt sich feststellen, daß die Konzentrationen im Stever-Einzugsgebiet etwa eine Zehnerpotenz höher als die im Mühlenbachgebiet liegen. Die geringste Flächenspende bei einer mittleren Konzentration unter  $0,1 \mu\text{g/l}$  weist mit  $0,35 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$  der Sandbach auf. Das ist vermutlich auf den großen Waldanteil im unteren Einzugsbereich zurückzuführen. Der Sandbach weist den höchsten Verdünnungseffekt für die Talsperre auf. Ähnlich niedrige Gebietspenden für Atrazin bei sehr niedrigen Konzentrationen zeigen noch die drei westlichsten Einzugsgebiete, die alle zum Einzugsgebiet des Heubaches gehören. Das weiter östlich gelegene Einzugsgebiet des Kannebrocksbaches und in verstärktem Maß das des Oberlaufes des Halterner Mühlenbaches ( $2,93 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$ ) weist hingegen schon höhere Konzentrationen und im letzteren Fall auch eine deutlich größere Wirkstoffspende auf. Dieses führt dazu, daß nach dem Zusammenfluß des nur äußerst gering belasteten Heubaches mit dem Oberlauf des Halterner Mühlenbaches dann im Gesamtabfluß im Halterner Mühlenbach am Pegel Sythen 1 ebenfalls höhere Konzentrationen (für das Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches) mit  $0,07 \mu\text{g/l}$  ermittelt wurden.

Die Abbildungen 5-13 und 5-14 zeigen bei den durchschnittlichen Konzentration bzw. Gebietspenden von Chlortoluron in noch weit aus größerem Maße den Unterschied zwischen Halterner Mühlenbach und Stever. Im Halterner Mühlenbach liegen die Konzentrationen im geometrischen Mittel weit unter der Bestimmungsgrenze; Unterschiede in der rein rechnerischen und in diesem Fall theoretischen Frachtrate beruhen bis auf den Oberlauf des Halterner Mühlenbaches ( $2,44 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$ ) ausschließlich auf unterschiedlichen Abflußspenden. Im Einzugsgebiet der Stever zeigt sich eine relativ einheitliche hohe Belastung. Unterschiede zwischen den im Mittel gleichen Konzen-



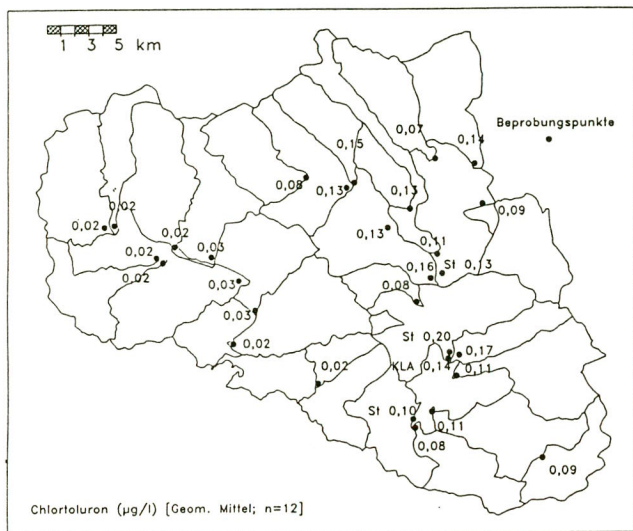


Abb. 5-13: Chlortoluron (Mittlere Konzentration in den Vorflutern; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989) (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert)

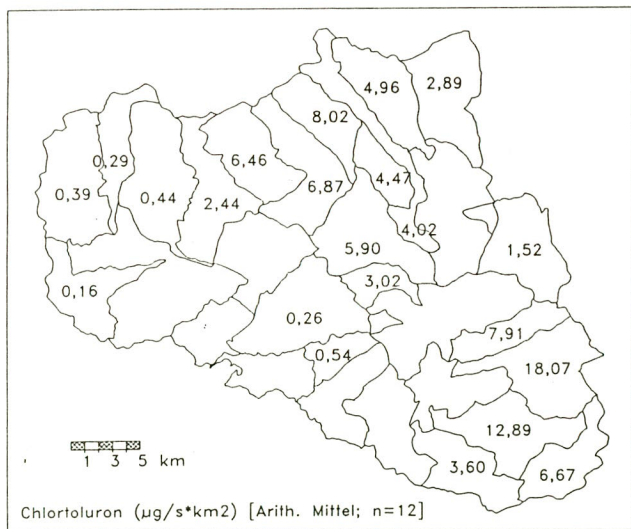


Abb. 5-14: Chlortoluron (Mittlere Wirkstoffspende der Einzugsgebiete; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989) (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert)

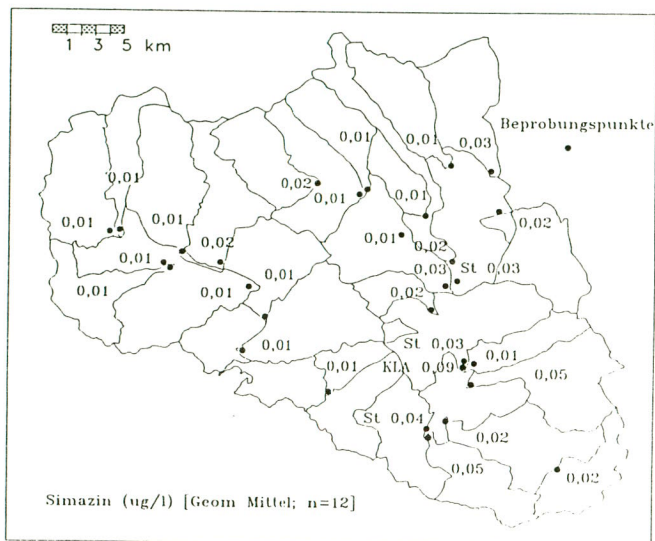


Abb. 5-15: Simazin (Mittlere Konzentration in den Vorflutern; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989) (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert)

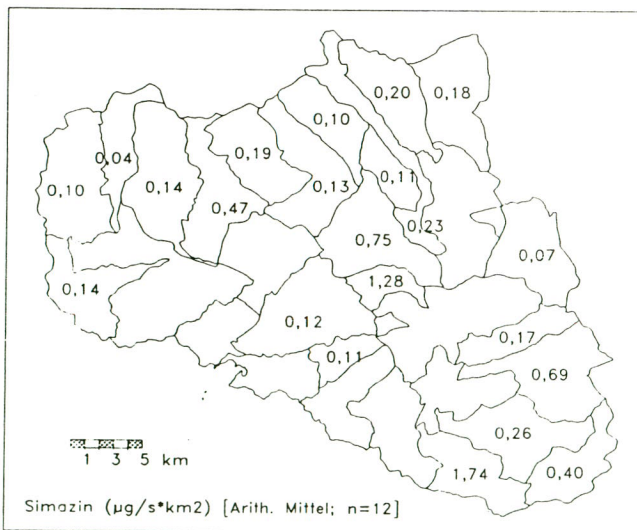


Abb. 5-16: Simazin (Mittlere Wirkstoffspende der Einzugsgebiete; Bestandsaufnahme: Mai 1988 - April 1989) (Berechnungsgrundlage: bei Konzentrationen < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze als Rechenwert)

trationen, aber geringeren Spendenwerten im Ober- und Unterstrom der Stever beruhen auf einem höheren Abflußereignis, welches im Oberstrom nur in der Anfangsphase und im Unterstrom zur Hauptphase mit entsprechend höheren Abflüssen und somit auch Gebietsspenden erfaßt wurde. Innerhalb der beiden Teilgebiete weisen jeweils die Einzugsgebiete die höchsten Spenden an Chlortoluron auf (Hagenbach bei Buldern, bzw. Teufelsbach und Unterlauf der Funne), die im Vergleich zum Umfeld über einen besonders hohen Getreideanteil verfügen (vgl. auch Abb. 2-6). Die Meßpunkte innerhalb der Stever repräsentieren weitestgehend die mittleren Konzentrationen der zufließenden Bäche an Chlortoluron. Die hohe Konzentration von  $0,2 \mu\text{g/l}$  bei Lüdinghausen zeigt aber, daß zwischenzeitlich im Schnitt höhere Konzentrationen vorgelegen haben.

Abbildung 5-15 und Abbildung 5-16 zeigen die einzelnen Konzentrationen bzw. Gebietsspenden für Simazin. Wie aus den beiden Abbildungen ersichtlich wird, besteht gegenüber den Wirkstoffen Atrazin und Chlortoluron kein Unterschied zwischen Halterner Mühlenbach und Stever. Daraus geht hervor, daß - unabhängig von Konzentrationen, die einer Verdünnung unterliegen können - die Simazinspende relativ gleichmäßig über das Einzugsgebiet verteilt ist. Der Austrag ist also weitgehend unabhängig von Anbauunterschieden und von geogenen Gebietsparametern.

Dieses belegt gleichzeitig, daß Simazin entsprechend der Anwendungsempfehlung zu einem erheblichen Teil oder auch vorwiegend als Totalherbizid auf Nichtkulturland eingesetzt wird (auf Wegen und Plätzen nach BBA 1986) und auch von dort in die Vorfluter eingetragen wird. Schwerpunkt des Austrages sind deshalb auch die Einzugsgebiete, deren Vorfluter besonders stark durch Kanalisation bzw. im Endeffekt durch Kläranlagen beeinflusst sind. Die höchste Konzentration wies mit einem Maximalwert von  $1,4 \mu\text{g/l}$  und einer Gebietsspende von  $1,74 \mu\text{g/s} \times \text{km}^2$  der Selmerbach auf. Ebenfalls einen deutlichen Kläranlageneinfluß (erkenntlich wie beim Selmerbach an erhöhten DOC- bzw. Kaliumgehalten) und damit auch höhere Simazinausträge zeigte der Teufelsbach. Im geometrischen Mittel weisen diese beiden Bäche eine Konzentration von  $0,05 \mu\text{g/l}$  auf, während die übrigen Bäche bis auf den Helmerbach und den Unterlauf des Kleuterbaches ( $0,03 \mu\text{g/l}$ ) unter  $0,02 \mu\text{g/l}$  lagen. Die höchste durchschnittliche Konzentration wies auch dementsprechend mit  $0,09 \mu\text{g/l}$  der beprobte Kläranlagenablauf in Lüdinghausen auf. Diesen Zusammenhang belegen zusätzlich von dem Wasserwerkbetreiber (GELSENWASSER AG 1991) durchgeführte Regressionsrechnungen mit dem als Indikator für Abwässer geltenden Bor. Dabei konnte ebenfalls ein Zusammenhang zwischen Kläranlagenablauf und sehr hohen Konzentrationen an Simazin, aber vor allem auch für Diuron (s.u.), einem anderen flächenmäßig verbreiteten Totalherbizid für Nichtkulturland, festgestellt werden.

Um die Größenordnung der ermittelten Austräge mit dem Gesamtaustrag im selben Untersuchungszeitraum vergleichen bzw. hinsichtlich ihrer Repräsentanz einstufen zu können, wurde über das harmonische Mittel aus der jeweiligen Einzugsgebietsgröße und der Gebietsspende eine mittlere Wirkstoffspende für die beiden Einzugsgebiete von Stever und Halterner Mühlenbach errechnet. Auf ein Jahr bezogen, ergeben sich die in Tabelle 5-3 dargestellten Größen. Im Vergleich dazu wurden

die für die beiden Hauptvorfluter im gleichen Zeitraum ermittelten Spenden den hochgerechneten gegenübergestellt. Die Frachtraten und damit die Spenden in den beiden Hauptvorflutern wurden nach der Formel in Kapitel 5.2.4.7 berechnet. Datengrundlage hierfür waren die alle 3 - 4 Tage in den beiden Hauptvorflutern gemessenen Wirkstoffkonzentrationen der GELSENWASSER AG im Untersuchungszeitraum und die Abflüsse an den Pegeln Olfen und für das Einzugsgebiet Halterner Mühlenbach an den Pegel Sythen I und Sythen II.

Erwartungsgemäß liegt aufgrund der zufallsbedingten Entnahme von Stichproben und der damit verbundenen geringen Trefferwahrscheinlichkeit von Starkabflußereignissen mit hoher Frachtmenge der über die mittleren Gebietsspenden ermittelte Austrag unter dem gemessenen. Aufgrund der überwiegend unter der Bestimmungsgrenze liegenden Konzentrationen von Chlortoluron im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches wird lediglich ein theoretischer Erklärungsanteil von 21 % am Austrag von Chlortoluron erreicht.

Tab. 5-3: Erklärungsanteil der räumlichen Bestandsaufnahme am Austrag der beiden Hauptvorfluter im gleichen Zeitraum

Zeitraum Mai 1988 - April 1989						
	Einzugsgebiet Stever			Einzugsgebiet Halterner Mühlenbach		
	Austrag Stever (kg/a x km <sup>2</sup> )	Hochrechnung Stever (n = 12) (kg/a x km <sup>2</sup> )	Erklärungsanteil vom Austrag (%)	Austrag Halt. M. (kg/a x km <sup>2</sup> )	Beprobung (n = 12) (kg/a x km <sup>2</sup> )	Erklärungsanteil vom Austrag (%)
Simazin	0,017	0,012	71	0,005	0,004	80
Atrazin	0,185	0,149	81	0,047	0,026	53
Chlortoluron	0,316	0,192	61	0,082	0,017	21

Dieser Unterschied beruht auf Einzelereignissen mit höherer Frachtmenge, über deren regionale Verteilung innerhalb des Einzugsgebietes des Halterner Mühlenbaches somit keine Aussagen gemacht werden können. Der hohe Erklärungsanteil von ansonsten mehr als 50 % läßt die oben gemachten Angaben bezüglich der regionalen Unterschiede insgesamt als repräsentativ erscheinen.

Bei einer stichprobenhaften umfangreicheren Analyse der Proben im März 1989 wurden die o.g. Wirkstoffe ebenfalls untersucht. Es ergab sich eine vergleichbare Belastung wie sie sich auch langfristig bei der Eingangskontrolle in die Talsperre abzeichnet (Tab. 5-4). Bis auf drei von 30 untersuchten Proben waren alle mit Isoproturon in der Größenordnung von 0,25 - 5,2 µg/l belastet. Methabenzthiazuron war, aufgrund deutlich geringerer Anwendungshäufigkeit, mit den erheblich niedrigeren Konzentrationen von 0,08 bis 0,32 µg/l vertreten. Von den Phenoxyalkancarbonsäuren waren Mecoprop und Dichlorprop in Spuren nachweisbar, aber lediglich Mecoprop wurde zu diesem Zeitpunkt einmal mit über 0,1 µg/l nachgewiesen. Die Abstufung der Belastung zwischen Phenylharnstoffen und Phenoxyalkancarbonsäuren entsprach somit derjenigen, die die GELSEN-



WASSER AG langfristig auch bei der Eingangskontrolle feststellte. Es muß also längerfristig auch von einer Belastung des Talsperrenwassers mit Wuchsstoffherbiziden ausgegangen werden. Gegenüber einer ständigen Konzentration an Wuchsstoffherbiziden im Jahr 1990 zwischen 0,05 bis 0,1 µg/l mit einer einmaligen Grenzwertüberschreitung von 0,53 µg/l Dichlorprop vor der Entnahme zum Südbecken wurde 1991 allerdings nur noch Mecoprop einmalig mit 0,03 µg/l (n = 12) nachgewiesen.

Tab. 5-4: Befunde der Eingangskontrolle der beiden Hauptvorfluter in den Stausee; Quelle GELSENWASSER AG (1988, 1989, 1990, 1991)

	1988			1989			1990			1991		
	Mittel	max.	(n)	Mittel	max.	(n)	Mittel	max.	(n)	Mittel	max.	(n)
<b>Steuer (Füchtelner Mühle)</b>												
Atrazin	0,49	11,00	128	0,15	2,20	53	0,14	1,27	58	0,08	0,66	54
Desethylat.	0,34	3,00	128	0,13	0,56	53	0,06	0,30	58	0,03	0,13	54
Terbuthylazin	0,02	0,10	128	< 0,03	1,10	53	0,03	0,43	58	0,03	0,45	54
Desethylterb.	< 0,03	0,05	95	< 0,03	0,21	53	< 0,03	0,07	58	0,03	0,11	54
Simazin	0,05	0,88	128	< 0,03	0,22	53	0,05	0,64	58	0,03	0,37	54
Chlortoluron	0,50	3,50	120	0,17	1,70	53	0,12	1,54	58	0,10	0,76	54
Isoproturon	< 0,10	1,10	95	0,03	1,24	53	0,04	1,90	58	0,11	2,80	54
Methabenzthia.	< 0,05	0,34	128	< 0,03	0,65	53	0,04	0,45	58	0,03	0,27	54
Diuron	0,03	0,40	14	0,05	0,62	53	0,09	1,05	58	0,06	1,05	54
MCPP (Mecoprop)				0,09	0,57	15	0,07	0,25	12	0,03	0,11	12
MCPA				< 0,03	0,13	15	< 0,03	0,37	12	< 0,03	0,04	12
MCPB				< 0,03		15	< 0,03		12	< 0,03		12
2,4 DP (Dichlorprop)	< 0,03	1		0,04	0,44	15	0,05	0,68	12	< 0,03	0,08	12
2,4 D	< 0,03	1		< 0,03	0,26	15	< 0,03	0,12	12	< 0,03	0,07	12
2,4,5 T	< 0,03	1		< 0,03		15	< 0,03		12	< 0,03		12
<b>Haltnern Mühlenbach</b>												
Atrazin	0,10	1,50	52	< 0,03	0,24	52	0,03	0,30	54	< 0,03	0,19	58
Desethylat.	0,04	0,52	52	< 0,03	0,21	52	< 0,03	0,08	54	< 0,03	0,09	58
Terbuthylazin	< 0,01	0,07	52	< 0,03	0,08	52	< 0,03	0,38	54	< 0,03	0,10	58
Desethylterb.	< 0,03	0,05	41	< 0,03	0,03	52	< 0,03		54	< 0,03		58
Simazin	0,02	0,32	52	< 0,03	0,03	52	< 0,03	0,15	54	< 0,03		58
Chlortoluron	< 0,10	1,77	46	0,03	2,40	52	< 0,03	0,30	54	< 0,03	0,13	58
Isoproturon	< 0,10	0,40	46	< 0,03	0,07	52	< 0,03	0,56	54	< 0,03	0,33	58
Methabenzthia.	< 0,03	0,18	52	< 0,03	0,20	52	< 0,03	0,06	54	< 0,03	0,06	58
Diuron	0,03	0,28	11	< 0,03	0,56	52	0,04	0,76	54	0,03	1,20	58
MCPP (Mecoprop)				< 0,03	0,05	7	< 0,03	0,05	7	< 0,03		5
MCPA				< 0,03		7	< 0,03		7	< 0,03		5
MCPB				< 0,03	0,05	7	< 0,03		7	< 0,03		5
2,4 DP (Dichlorprop)	< 0,03	0,04		< 0,03	0,04	7	< 0,03	0,10	7	< 0,03		5
2,4 D				< 0,03		7	< 0,03		7	< 0,03		5
2,4,5 T				< 0,03		7	< 0,03		7	< 0,03		5
Mittel = Geometrischer Mittelwert												

Bei den anderen untersuchten PSM-Wirkstoffen, die aber abgesehen von Pendimethalin auch zumeist in weitaus geringerer Tonnage (bzw. gar nicht) im Einzugsgebiet eingesetzt werden, waren keine positive Befunde zu verzeichnen. Eine Ausnahme bildet der Wirkstoff Dimefuron (Einsatz im Rapsanbau), der nach Beginn der Schneeschmelze (25.2.1991) in Konzentrationen bis  $0,27 \mu\text{g/l}$  in der Stever nachgewiesen wurde. Hier hat vermutlich ein Einsatz auf gefrorenem Boden stattgefunden. Solch ein Einsatz stellt für die Gefährdung eines Oberflächengewässers eine "worst-case" Anwendung dar und muß in Zukunft in jedem Fall im Einzugsgebiet unterbleiben.

In den Abb. 5-17 bis 5-20 sind die Konzentrationsverläufe der relevanten s-Triazine (ohne Metaboliten), Phenylharnstoffe und Phenoxyalkancarbonsäuren in der Stever dargestellt.

Abb. 5-17 zeigt die Verläufe für Atrazin, Simazin und Terbuthylazin. Hohe Konzentrationen sind zum einen gekoppelt mit dem Anwendungszeitraum und generell niedrigen Abflüssen zu Beginn des hydrologischen Sommerhalbjahres. Zum anderen nehmen innerhalb der hydrologischen Halbjahre die Konzentrationen jeweils mit einem ansteigendem Abfluß zu.

Durch das Atrazinverbot hat eine drastische Reduzierung des Stoffeintrages stattgefunden. Terbuthylazin hat gegenüber Atrazin nicht in gleichem Umfang zugenommen wie Atrazin abgenommen hat. Die Belastung mit Terbuthylazin, einem der Ersatzwirkstoffe für Atrazin, ist seit 1987, mit der Ausnahme von 1988, annähernd stabil geblieben (abgesehen 1988). Das kann insbesondere auf folgende Ursachen zurückgeführt werden:

- Terbuthylazin hat eine geringere Selbstverträglichkeit im Maisanbau, die maximalen Aufwandmengen sind somit limitiert
- Die Wirkstoffgehalte sind, insbesondere in Kombination mit anderen Wirkstoffe, in den Handelspräparaten niedriger als bei Atrazin
- Zum Teil wurde, allerdings auch aufgrund geringerer Wirksamkeit, statt Terbuthylazin rein mechanische Unkrautbekämpfung durchgeführt.
- Die Wasserlöslichkeit ist deutlich geringer als bei Atrazin
- Die Sorption am Boden ist höher als bei Atrazin
- Der Abbau im Boden ist schneller als bei Atrazin

Die Abb. 5-18 zeigt die Konzentrationen an Phenylharnstoffen und Methabenzthiazuron. Deutlich zu den s-Triazinen versetzt sind die zeitlichen Anwendungsschwerpunkte (Oktober/November) unmittelbar aus den Konzentrationsverläufen im Vorfluter erkennbar. Gut ist auch aus dem Konzentrationsverlauf zu erkennen, daß sich bei Isoproturon sowohl die Absolutmenge als auch der dominierende Anwendungszeitpunkt im Einzugsgebiet verschoben hat. So ist im Winter 1987 bis 1989 IPU lediglich im März in höheren Konzentrationen feststellbar. Bis zum Winter 1990 ist insgesamt eine zunehmende Tendenz zu beobachten.

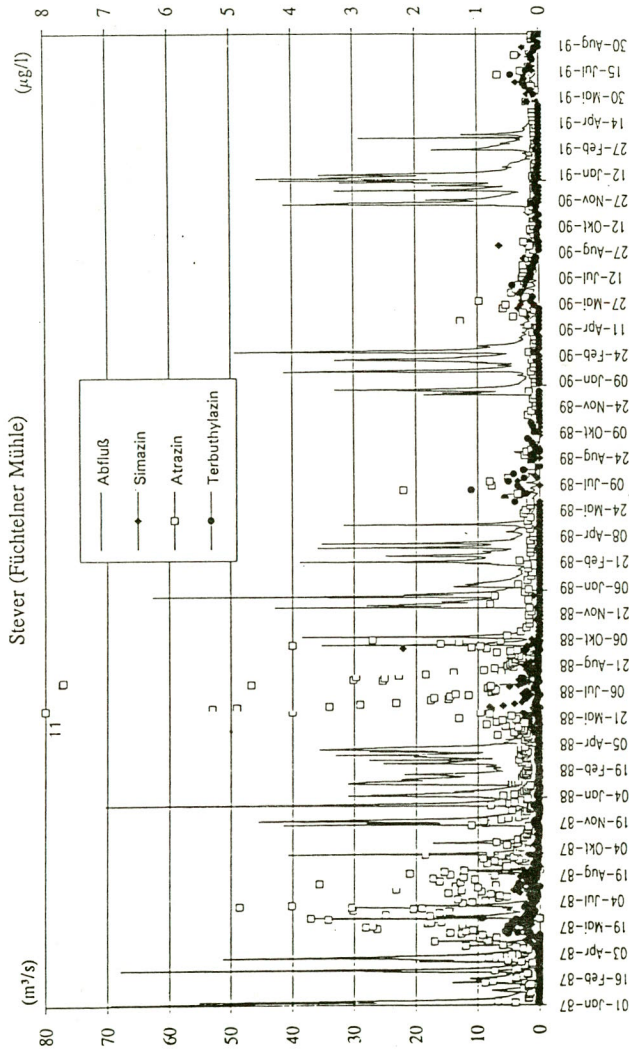


Abb. 5-17: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin, Atrazin und Terbutylazin in der Steuer am Meßpunkt Fuchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)

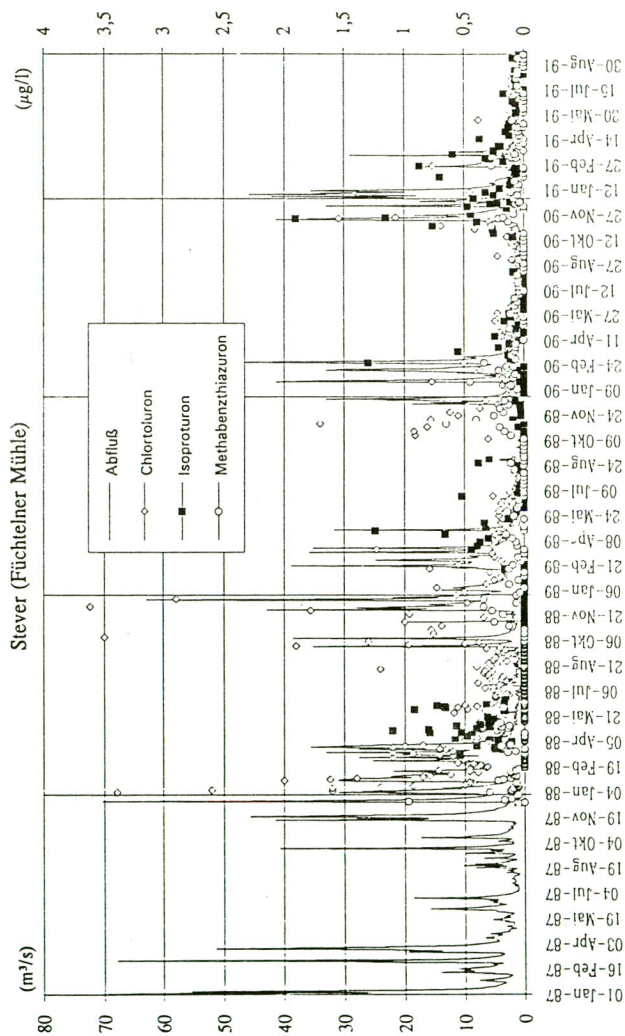


Abb. 5-18: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Chlortoluron, Isoproturon und Methabenzthiazuron in der Steuer am Meßpunkt Fuchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)



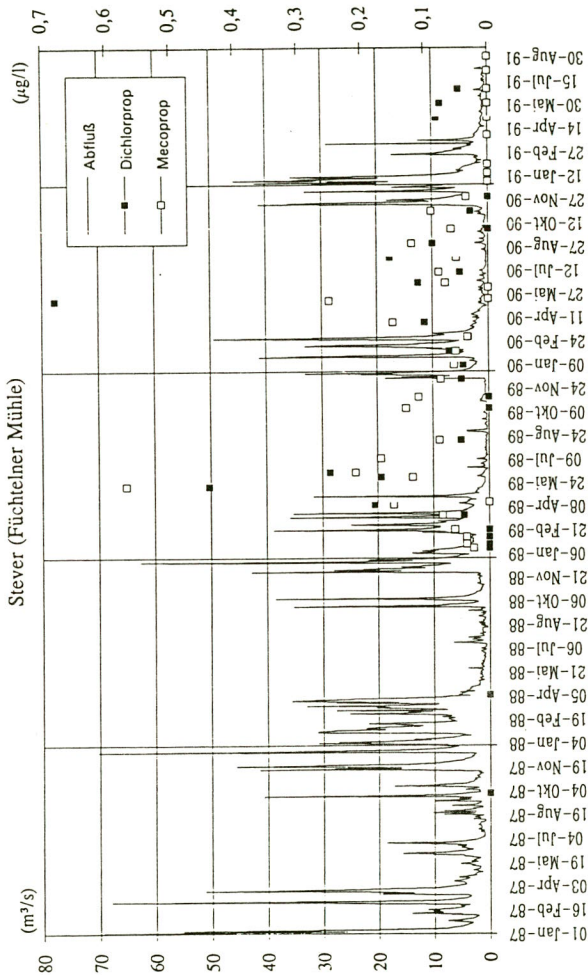


Abb. 5-19: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Dichlorprop und Mecoprop in der Steuer am Meßpunkt Fuchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)

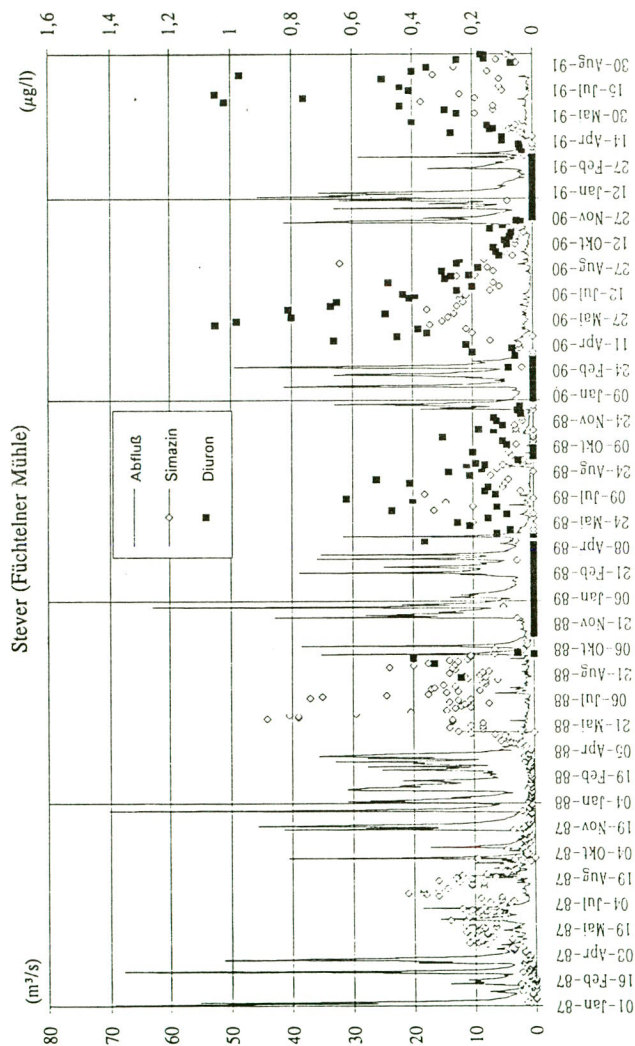


Abb. 5-20: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin und Diuron in der Steuer am Meßpunkt Füchtelner Mühle (Quelle: GELSENWASSER AG)

Während die Belastung im Frühjahr 1991 annähernd gegenüber den Vorjahren gleich geblieben ist, erreichen bzw. übersteigen die Isoproturongehalte im November und Dezember 1990 erstmalig die Chlortolurongehalte. Hier macht sich die veränderte Anwendung, Isoproturon statt Chlortoluron, im Nachauflauf-Herbst (Mittel: FENIKAN) gegenüber der in früheren Jahren üblichen Nachauflauf-Frühjahrs (Mittel: überwiegend ARELON) Applikation bemerkbar.

Abb. 5-19 zeigt die Konzentrationen von Dichlorprop und Mecoprop. Beide Salze finden sich nach BBA (1986) und IVA (1990) in zahlreichen Kombinationspräparaten, die im Wintergetreide sowohl im Nachauflauf im Winter wie auch im Frühjahr bis hin zum Sommer eingesetzt werden. Ebenso finden sie sich in Kombinationspräparaten für die Anwendung auf Nichtkulturland und speziell auch auf Gleisanlagen. Obwohl beide Wirkstoffe nach IVA (1990) eine hohe Wasserlöslichkeit von 620 mg/l haben, sind sie aufgrund ihres schnelleren Abbaues (und evtl. geringeren Einsatzes) nur in deutlich niedrigeren Konzentrationen gegenüber den Phenylharnstoffen in den beiden Hauptvorflutern nachweisbar. Die höchsten Konzentrationen lassen eine überwiegende Anwendung im April bis Juni vermuten.

Anders als die bisher rein, oder zumindest überwiegend, in der Landwirtschaft eingesetzten Herbizide, zeigt Abb. 5-20 für Diuron einen deutlichen Unterschied im Konzentrationsverhalten im Vergleich zum Abfluß. Hier finden sich die höchsten Gehalte zumeist bei niedrigen Abflüssen bzw. ein Anstieg des Abflusses innerhalb eines kürzeren Zeitraumes ruft keine Konzentrationserhöhung hervor. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt erkennbar bei Diuron. Mit bzw. nach dem ersten starken Abfluß sinken die Diuronkonzentrationen im Herbst unter die Nachweisgrenze. Bei Simazin ist dieser Effekt nicht so ausgeprägt. So ist im Vergleich zum Atrazin ebenfalls ein Konzentrationsanstieg im Oktober 1987 bei einem höheren Abfluß festzustellen. Im Oktober 1988 sind hingegen, wie bei Diuron, mit dem höheren Abfluß sinkende Gehalte zu registrieren. Bei Simazin muß daher generell aufgrund des uneinheitlichen Bildes, zumindest in der Vergangenheit, auch eine Anwendung im Maisanbau in Betracht gezogen werden (MAIS-BENTROL und GESATOP). Nach BBA (1986) war aber auch eine Anwendung in Rübenkulturen und im Forst möglich.

Im Halterner Mühlenbach (Abb. 5-21 bis 5-24) lassen sich die gleichen Konzentrationsverläufe und Änderungen in der Anwendung wie für die Stever geschildert erkennen, das Konzentrationsniveau liegt aber bei den in der Landwirtschaft eingesetzten PSM bedeutend niedriger als in der Stever. Bei Diuron hingegen sind die Gehalte nur geringfügig (ca. 1/4) geringer. Dies ist ein weiteres Indiz dafür, daß Diuron überwiegend unabhängig von den naturräumlichen Gegebenheiten in die Vorfluter eingetragen wird. Hier ist insbesondere davon auszugehen, daß die versiegelten Flächen im Bereich von Dülmen einen erheblichen Beitrag liefern. Eine Stichprobe der Kläranlagenabläufe im November 1991 der GELSENWASSER AG erbrachte für die KLA Dülmen 0,48 µg/l (Einzugsgebiet: Halterner Mühlenbach) und für die KLA Lüdinghausen 0,68 µg/l (Einzugsgebiet: Stever) Diuron. Ebenfalls hohe Werte wurden für den Teufelsbach (0,32 µg/l) und für den Selmer Bach (0,45 µg/l) ermittelt,

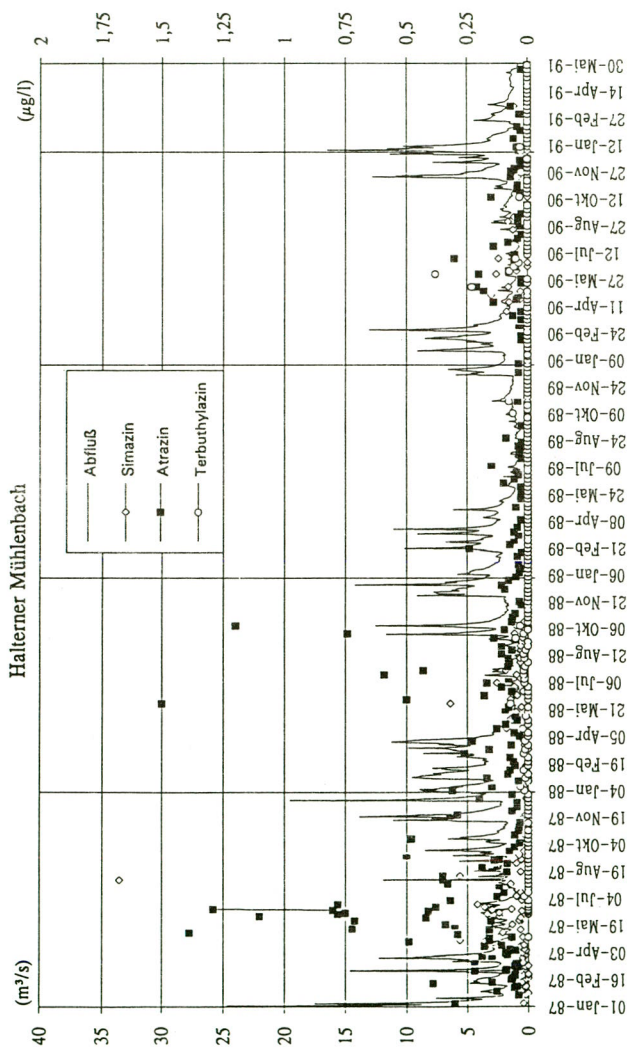


Abb. 5-21: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin, Atrazin und Terbutylazin im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)



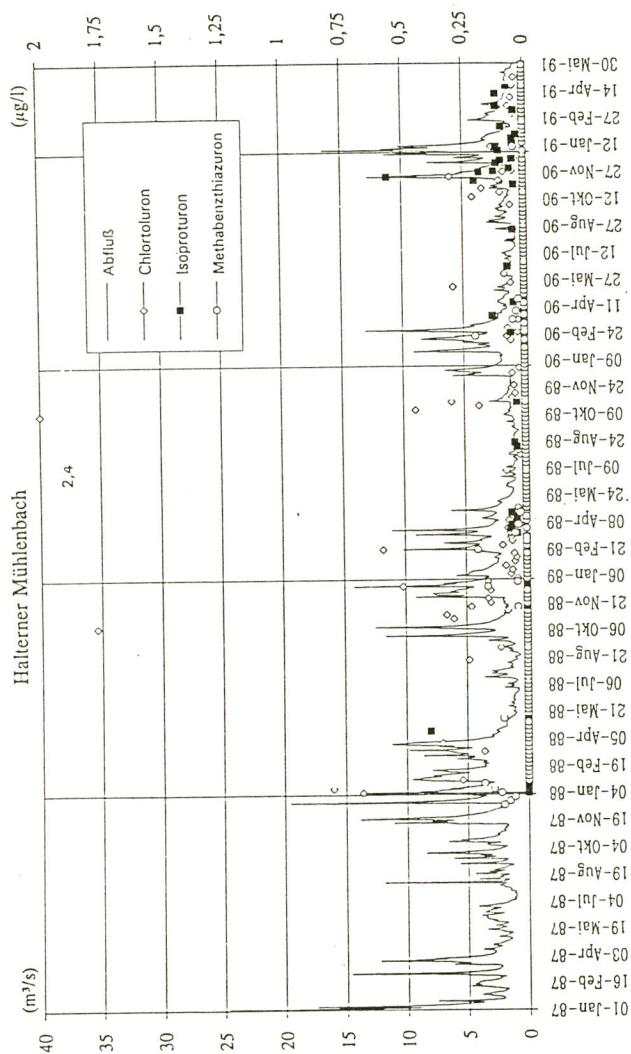


Abb. 5-22: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Chlortoluron, Isoproturon und Methabenzthiazuron im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)

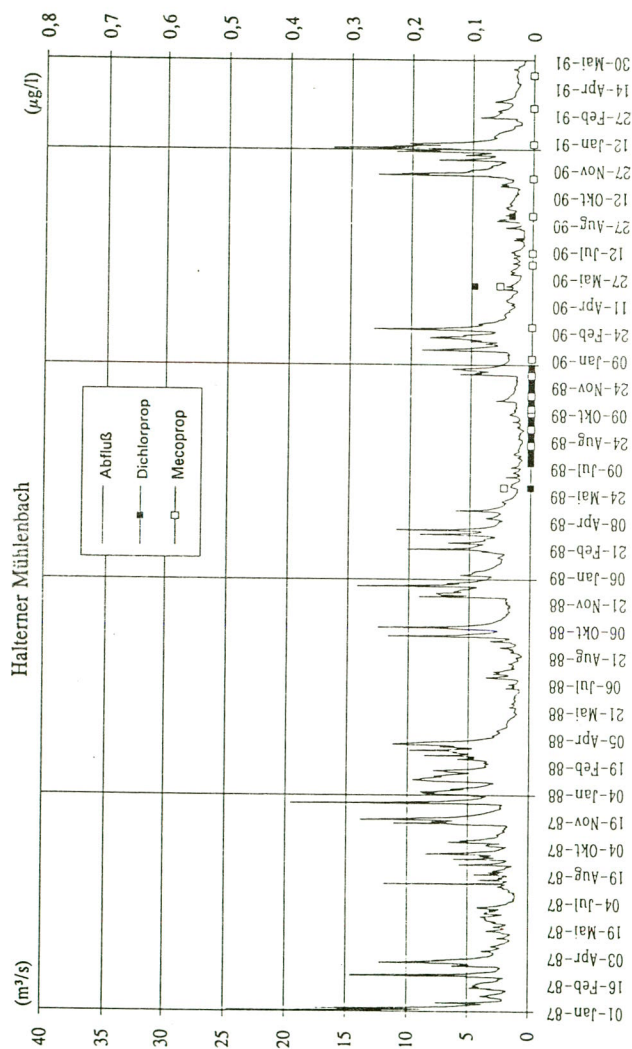


Abb. 5-23: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Dichlorprop und Mecoprop im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)

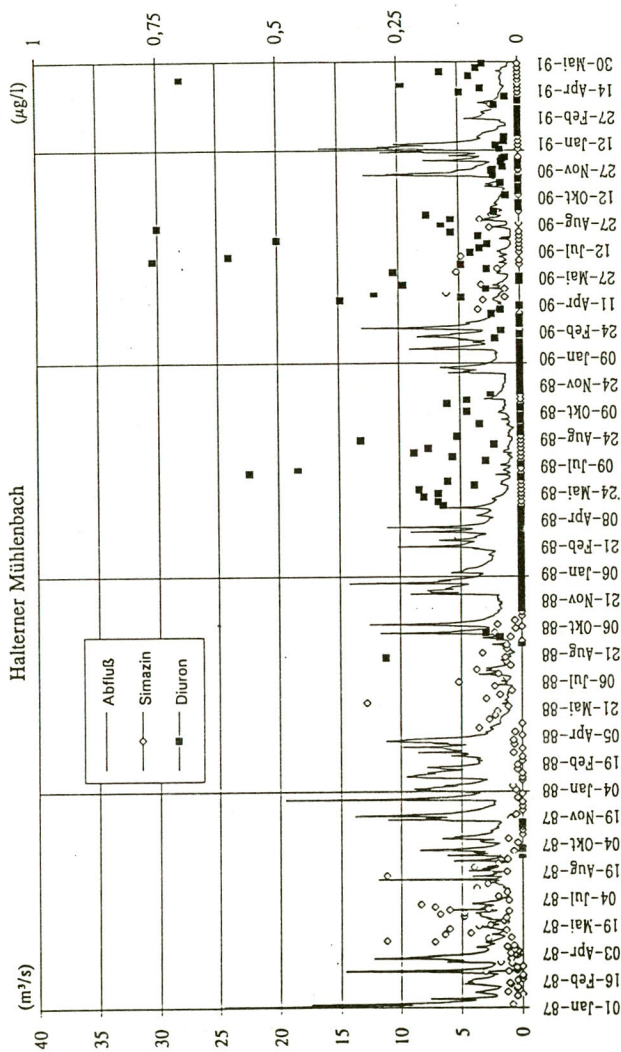


Abb. 5-24: Abfluß und Wirkstoffkonzentration von Simazin und Diuron im Halterner Mühlenbach (Quelle: GELSENWASSER AG)

die beide anhand hydrochemischer Parameter (besonders an Bor, aber auch an DOC und K) erkennbar durch häusliche Abwässer (Kläranlagen) stark beeinflusst werden. Dieses wurde durch den einzigen Befund von 0,65 µg/l Diuron bei der Beprobung im März 1989 bestätigt, wo ein Großteil der Proben auch auf diesen Wirkstoff hin untersucht worden war.

#### **Absolute Einträge in die Talsperren Haltern bzw. Hüllern**

Die Tab. 5-5 gibt die, entsprechend der in Kap. 5.2.4.3 später näher erläuterten Formel, aus den Probenahmen errechneten Frachten wieder. Sie sind einmal angegeben für das Kalenderjahr, sowie getrennt für die jeweiligen hydrologischen Jahreshälften (Winter: November-April und Sommer: Mai-Oktober).

Die ehemalige "Atrazin"-Problematik der Talsperre Haltern hat sich deutlich auf die Phenylharnstoffe verschoben, wenn auch durch die nicht dargestellten Triazinmetaboliten der Austrag der Triazine tatsächlich höher ausfällt. Bei der Datengrundlage von Chlortoluron und Isoproturon ist zu berücksichtigen, daß bei der GC-Analytik zunächst Wirkstoff und Metaboliten zusammen bestimmt wurden, ab 1989 aber nur der reine Wirkstoff mit der HPLC erfaßt wird. Bei Chlortoluron und Isoproturon ist die Verringerung der Konzentrationen zu einem nicht unerheblichen Teil auf die Umstellung der Analytik zurückzuführen. Wie Doppelbestimmungen von Proben aus den einzelner Vorflutern am 10.11 und 1.12.1988 zeigen, ist damit zum Teil ein Minderbefund von mehr als 50 % zu verzeichnen. Gegenüber den Befunden 1987 ist der Rückgang an Chlortoluron und auch eine nur geringe Zunahme an Isoproturon damit zum Teil analytisch bedingt. Bei der Summe des Austrages an Phenylharnstoffen ist somit kein positiver Trend (Abnahme der Konzentrationen) erkennbar.

Die Summenausträge von s-Triazinen liegen im Stevereinzugsgebiet gegenüber dem Mühlenbachgebiet um den Faktor sechs (1990) bis neun (1989) höher. Bezogen auf die nur halb so hohe Maisanbaufläche (vgl. Tab. 3-2) ist der um den Faktor drei bis vier höhere Austrag auf die naturräumlichen Verhältnisse zurückzuführen. Da die Aufwandmenge aufgrund der öfters zu beobachtenden stärkeren Verunkrautung auf den "leichten" Böden zum Teil sogar höher liegen dürfte, ist dieser Faktor als Mindestgröße anzusehen.

Bei der Summe der Phenylharnstoffe ergibt sich ohne Diuron, was bei einem direkten Vergleich zwischen Stever und Halterner Mühlenbach entsprechend den o.g. vermutlichen Herkunft ausgenommen werden muß, Unterschiede von vier bis 16 zwischen den Frachten. Der geringe Unterschied von nur vier 1989 wird durch eine vermutete Unfallsituation im Einzugsgebiet mit hervorgerufen. Im Mittel der drei Jahre ergibt sich ein Unterschied von 1:11 in der Frachtrate der Phenylharnstoffe (einschließlich Methabenzthiazuron und ohne Diuron). Wird die nur 1/3 so große Getreideanbaufläche der Luftbildkartierung zugrunde gelegt (vgl. Tab. 3-2), so ergibt sich ein naturräumlich bedingter Faktor von 3,7, bei der Zugrundelegung der abgeschätzten Aufwandmengen für Chlortoluron von 2,9.



Tab. 5-5: Herbizid-Einträge in den Halterner Stausee (bzw. Austräge aus den beiden Teileinzugsgebieten)

Einträge in den Halterner Stausee									
[alle Angaben in (kg) ]									
	Simazin	Atrazin	Terbu.	Summe Triazine	Chlort.	Isoprot.	Methab.	Diuron	Summe Harust.
Eintrag Stever									
Summe 87	14,3	194,8	14,1	223,2					
Summe 88	12,3	131,9	4,3	148,5	281,2	14,0	24,5	0,4	320,1
Summe 89	1,9	22,2	2,9	26,9	47,5	18,9	6,5	5,0	77,9
Summe 90	4,9	18,8	4,9	28,6	53,1	52,8	20,2	10,6	136,8
SO 87	9,1	100,8	10,6	120,4					
WI 88	4,4	78,1	6,7	89,2	137,0	12,0	22,1	0,0	171,1
So 88	8,1	70,0	1,0	79,0	41,1	2,0	0,3	0,4	43,9
WI 89	2,2	38,3	0,0	40,4	142,5	12,2	16,1	1,0	171,8
SO 89	1,2	5,9	2,8	9,9	3,3	6,2	0,5	3,3	13,2
WI 90	0,8	11,6	1,6	14,0	29,6	19,4	16,9	3,9	69,8
SO 90	3,0	4,5	1,3	8,8	1,5	0,6	0,5	6,1	8,7
WI 91	2,0	9,4	4,5	15,9	48,8	56,8	10,2	1,9	117,7
Eintrag Halterner Mühlenbach									
Summe 87	7,0	25,3	0,0	32,4					
Summe 88	2,0	18,7	0,9	21,6	19,4	0,0	2,4	0,5	22,3
Summe 89	0,0	2,9	0,1	3,0	16,6	0,8	0,9	3,0	21,3
Summe 90	0,9	2,9	1,0	4,8	4,0	4,1	0,0	5,2	13,2
SO 87	5,6	13,9	0,0	19,5					
WI 88	0,8	11,1	0,5	12,3	8,6	1,2	2,2		12,0
So 88	1,4	10,6	0,4	12,4	6,6	0,0	0,1	0,5	7,2
WI 89	0,0	3,2	0,0	3,2	17,4	0,6	1,7	0,0	19,6
SO 89	0,0	0,6	0,1	0,7	2,8	0,1	0,0	2,9	5,9
WI 90	0,3	0,8	0,0	1,2	1,6	0,4	0,0	1,2	3,3
SO 90	0,6	1,6	0,8	3,0	1,0	0,1	0,0	3,5	4,6
WI 91	0,1	1,4	0,6	2,1	3,9	5,7	0,2	1,6	11,4
z. T. unterschiedliche Nachweisgrenzen									
Isoproturon erst ab Februar 1988 bestimmt									
ab 5.Okt. 88 Probenahme nur noch wöchentlich, vorher alle 3 -4 Tage									

Der ausschließlich durch die naturräumlichen Verhältnisse hervorgerufene Austragsunterschied liegt bei einem Faktor drei bis vier. Die noch stärkeren Konzentrationunterschiede in den beiden Hauptvorflutern sind durch die intensivere ackerbauliche Nutzung dieses Einzugsgebietes bedingt. Die geringen Unterschiede im Diuronauswurf der beiden Einzugsgebiete entspricht in etwa ihren Größenverhältnissen. Das ist ein weiteres Indiz dafür, daß Diuron vorwiegend nicht aus der flächenhaften Anwendung der Landwirtschaft stammt.

### 5.1.3 Sonderproben

Zur Abschätzung des gespeicherten Potentials und der Bedeutung einer möglichen Speicherung im Sediment wurden in verschiedenen Bächen und im Stausee Sedimentablagerungen und von einem Versickerungsbecken die Kolmationsschicht auf die hier behandelten Wirkstoffe untersucht.

#### Sedimentproben

Die mit einem unter Wasser verschließbaren Gefäß genommenen Sedimentproben sollten die generelle Größenordnung der Belastung an PSM im Sediment der Bäche erkennen lassen. Die oberflächennahen Sedimentproben wurden in der Nähe der Probenahmestellen des Oberflächen-gewässers im Strömungsschatten bei flachem Gefälle entnommen. Bei dieser Art der Beprobung kann sich je nach Randbedingungen ein unterschiedliches Korngrößenspektrum ergeben. Da im Rahmen dieser Untersuchung lediglich die Größenordnung der Belastung und keine weitergehenden Interpretationen vorgenommen werden sollte, wurde keine vorherige Kornfraktionierung vorgenommen, sondern das Sediment als Ganzes wie die Bodenproben aufbereitet und auf die PSM analysiert.

Es ergaben sich bei insgesamt 27 Proben bei der Probenahme im August und Oktober 1988 und 19 Proben bei der Probenahme im März 1989 keine positiven Befunde bei den Phenoxyalkancarbonsäuren. Die Gehalte an Phenylharnstoffen und Triazinen lagen ebenfalls in der weitaus überwiegenden Anzahl unter der Nachweisgrenze. Qualitative Befunde, unter der Bestimmungsgrenze von 3 bzw. 7 µg/kg TS, waren bei einigen Proben vor allem für Atrazin und Chlortoluron feststellbar. Lediglich bei drei Proben im März 1989 wurden höher Gehalte registriert:

Sediment: Helmerbach	13 µg/kg TS Chlortoluron	
Sediment: Oberlauf Funne	14 µg/kg TS Chlortoluron	16 µg/kg TS Methabenzthiazuron
Sediment: Oberlauf Stever	8 µg/kg TS Chlortoluron	
Auffällige Gehalte wurden auch für folgende Sedimententnahmestellen ermittelt:		
Sediment: Selmerbach	7 µg/kg TS Simazin	
Sediment: Teufelsbach (16.8.88)	45 µg/kg TS Diuron	

Diese beiden Befunde bestätigen die für das Oberflächenwasser dargestellten Auffälligkeiten von Diuron und, deutlich geringer, auch Simazin.

Um die generelle Sedimentbelastung mit PSM in der Talsperre abschätzen zu können, wurden durch die GELSENWASSER AG am 7.3.1989 im Nordbecken der Talsperre Haltern an fünf Stellen und in der Talsperre Hullern an einer Sedimentproben in Form von oberflächennahen Bohrkernen entnommen, deren oberste Zentimeter auf die hier relevanten PSM analysiert wurden.

Nr. der Probenahmestelle:

- 101 Chlortoluron qualitativer Befund
- 201 -
- 301 Chlortoluron und Methabenzthiazuron qualitativer Befund
- 401 Chlortoluron qualitativer Befund
- 501 Chlortoluron und Methabenzthiazuron qualitativer Befund

Lage der Probenahmestellen und Nummerierung nach WESTPHAL (1988)

Zusätzlich wurden an drei Stellen die obere Kolmationsschicht (ca. 5 cm) des Versickerungsbeckens Nr. 24 nach einer Betriebszeit von 169 Tagen untersucht. Das Becken war in Betrieb vom 6.1.-22.6.1988. Die Abb. 5-25 zeigt den Konzentrationsverlauf der Herbizide im Rohwasser, Entnahme Südbecken, über den Anreicherungszeitraum.

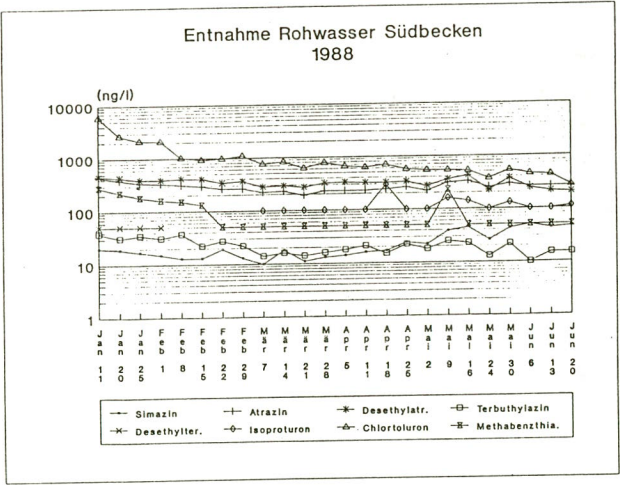


Abb. 5-25: Konzentrationsverlauf der Herbizide im Anreicherungswasser (Entnahme Südbecken) der Versickerungsbecken

In den drei Proben der Kolmationsschicht des Anreicherungsbeckens wurden kurz nach Laufzeitende die in Tab. 5-6 zusammengestellten PSM-Gehalte ermittelt.

Tab. 5-6: PSM-Konzentrationen in der Kolmationsschicht eines Versickerungsbeckens

	Probe 1  -----	Probe 2 µg/kg TS	Probe 3  -----	arith. Mittel im Zulauf (µg/l)
Simazin	13	16	16	0,02
Atrazin	425	515	572	0,28
Desethylatrazin	75	110	117	0,33
Terbuthylazin	47	62	68	0,02
Desethylterbuthylazin	33	43	42	< 0,05
Isoproturon	27	25	24	< 0,12
Chlortoluron	69	99	116	1,10
Methabenzthiazuron	< 10	< 10	< 10	< 0,05

Aus den PSM-Befunden der Sedimentproben in den Bächen und im Stausee ist somit zu schließen, daß bei einer durchschnittlichen Korngröße (keine Feinfraktionssedimentation vor z.B. Staustufen) das gespeicherte PSM-Potential im Sediment in Anbetracht der hohen Belastungen in der wäßrigen Phase für die vorliegende Fragestellung nur eine sehr untergeordnete Rolle spielt. An der Kolmationsschicht der Versickerungsbecken wird deutlich, daß nur bei einem sehr hohen Anteil an Feinfraktion bedeutendere PSM-Konzentrationen, zum Teil noch im Gleichgewicht mit der wäßrigen Phase, bei den untersuchten PSM erreicht werden können. Die unterschiedlichen Gehalte in den Sedimentproben belegen aber auch durch ihre gegenläufige Tendenz zu den Konzentrationen im Versickerungswasser, daß der hohe Gehalt an Feindetritus signifikant nur Triazine zu binden in der Lage ist. Daneben zeigt der Vergleich von Sediment- und Wasserkonzentrationen im Anreicherungs- wasser auch die deutlich höhere Affinität von Terbuthylazin zur festen Phase gegenüber Atrazin, wie auch die deutlich schlechtere von Isoproturon und Chlortoluron offensichtlich wird. Der hohe Anteil an anorganischem Detritus ist also kaum in der Lage, die Phenylharnstoffe zurückzuhalten. Gleichzeitig gilt aber auch, daß diese kaum an ihm gebunden eingetragen werden.



5.2 Befunde in den Kalibriergebieten

5.2.1 Naturräumliche Charakterisierung der vier Kalibriergebiete

Die vier ausgewählten Gebiete repräsentieren die flächenmäßig am häufigsten vertretenen Landschafts- und Bewirtschaftungsformen. Die ebenfalls vertretenen Gebiete mit Braunerden und Parabraunerden konnten nicht berücksichtigt werden, da sie insgesamt kleinräumiger auftreten. Da die höchsten Herbizidkonzentrationen während der Bestandsaufnahme in Vorflutern aus Gebieten gemessen wurden, die überwiegend staunasse Böden über Kluftgrundwasserleitern mit geringer Wasserwegsamkeit entwässern, lag hier der Schwerpunkt der Untersuchung.

Tab. 5-7: Übersicht über die Gebietsparameter der vier Kalibriergebiete

	Nottuln	Südkirchen
Hydrogeologie:	campane Tonmergel, geringe bis sehr geringe Grundwasserwegsamkeit und Neubildung	campane Ton- bis Kalkmergel, geringe, z.T. höhere Grundwasserwegsamkeit, geringe Grundwasserneubildung
Deckschichten:	gering durchlässige Grundmoräne	überwiegend gering durchlässige Grundmoräne, z.T. überlagert durch Flugdecksande
dominierende Bodentypen:	Pseudogley	Pseudogley
Morphologie:	hügelig; Hangneigungen 1-3 ‰, nicht über 4 ‰	hügelig; Hangneigungen meist 1-4 ‰, nicht über 5 ‰
Dränierung:	Ackerland überwiegend dräniert; Anlage vorw. in den 70er Jahren	Ackerland überwiegend dräniert; Anlage vorw. in den 80er Jahren
Gewässerdichte:	3,3 (km/km²)	2,7 (km/km²)

	Merfeld	Hochmoor
Hydrogeologie:	Haltemer und Niederterrassensande, hohe Durchlässigkeit und Grundwasserneubildung	geringmächtige quartäre Sande über Grundmoräne über Sand, hohe Durchlässigkeit in dem oberen und unteren sandigen Aquifer, mittlere Grundwasserneubildung
Deckschichten:	keine	Grundmoräne über zweitem Grundwasserleiter
dominierende Bodentypen:	Podsol und Gley	Sandmischkultur durch abgetorfte, tiefgeplügte Hochmoor
Morphologie:	relativ eben; Hangneigungen 1 max. 3 ‰	eben; Hangneigungen 0-1 ‰
Dränierung:	Ackerland selten dräniert	Ackerland fast vollständig dräniert
Gewässerdichte:	3,7 (km/km²)	6,2 (km/km²)

Es wurden zwei Kalibriergebiete (Nottuln und Südkirchen) im Bereich der stauwasserbeeinflussten Böden für die Untersuchung des Herbizideintrages in die Vorfluter eingerichtet. Eine Übersicht über die Lage der Gebiete gibt die Abbildung 5-26 und über ihre wichtigsten Gebietsparameter die Tabelle 5-7.

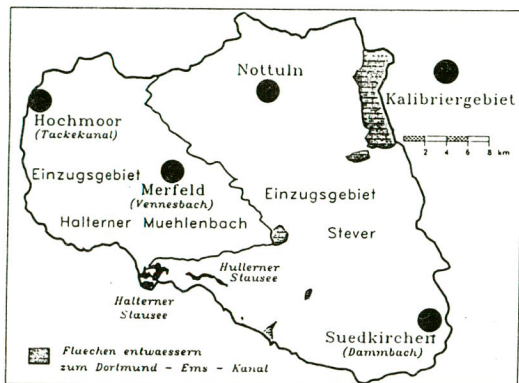


Abb. 5-26:

Lage der  
Kalibriergebiete

#### 5.2.1.1 Nottuln

Das untersuchte Einzugsgebiet (Abb. 5-27) bei Nottuln umfaßt ca. 2,7 km<sup>2</sup>. Im östlichen Bereich wurde aufgrund rein morphologischer Kriterien über den Straßeneinschnitt hinaus ein Teilbereich dem Einzugsgebiet zugeordnet. Hier, wie auch in der nordwestlichen Ecke, ist die Abgrenzung nur ungefähr festzulegen. Der Siedlungsbereich wurde aufgrund unbekannter Entwässerung nicht mit zum Einzugsgebiet gerechnet. Unsicherheiten entstehen ferner aufgrund der z.T. unbekannten Entwässerung der Dränagen in Randteilen des Einzugsgebietes. Als Berechnungsgrundlage für spätere Bilanzierungen ergab sich für das festgelegte Einzugsgebiet eine Fläche von 2,66 km<sup>2</sup>. Dieses Untereinzugsgebiet gehört nach der Gewässerstationierungskarte zum Einzugsgebiet 278.844 des Hagenbaches. Die Morphologie des Gebietes ist als leicht bewegt zu charakterisieren. Hangneigungen zwischen 2-4 % sind die Regel. Hangneigungen über 4 % sind nicht vertreten (im Anhang sind die Hangneigungen im Randbereich der Vorfluter und Gräben für alle vier Gebiete in Form von Hangneigungstufen wiedergegeben, Abb. 8-7 bis 8-10). Der höchste Punkt des Einzugsgebietes liegt bei 100 m ü. NN, der Gebietsauslaß bei 73 m ü. NN; der maximale Höhenunterschied beträgt somit 27 m. Die großräumige Grundwasserfließrichtung verläuft entsprechend der Morphologie relativ genau von Norden nach Süden in Richtung Hagenbach (LWA 1978).

Nach der geologischen Karte und der hydrogeologischen Karte 1:100000 Blatt Münster wird der Untergrund des Einzugsgebietes in Nottuln aus z.T. sandigen Ton-Kalkmergeln des Untercampans aufgebaut. Es handelt sich in diesem Bereich noch um Osterwicker Schichten (Lokalbezeichnung nach (WEHRLI 1949: in ARNOLD 1964), die in ihrem hier vorliegenden oberen Teil nach GLA (1962b) aus wenig durchlässigen Mergeltonsteinen bestehen. In diese sind allerdings Steinmergel eingelagert, die eine geringe Kluftwasserführung aufweisen.

Bis auf den unmittelbaren Bereich der Bachniederungen wird das gesamte Einzugsgebiet von Grundmoräne überlagert, die vorwiegend als Geschiebelehm auf den Flächen angetroffen wurde und meist Mächtigkeiten zwischen 1-2 m erreicht. Im unteren Teil geht sie, oft nicht von einer Lokalmoräne zu trennen, allmählich unter Zunahme des Verfestigungsgrades in den Verwitterungshorizont der campanen Ton- und Kalkmergel über. Die Bodenart ist in der Bodenkarte 1:100000 als lehmiger Ton bis Lehm kartiert worden. Die Versickerungsmöglichkeiten für Niederschläge werden dementsprechend nach der hydrogeologischen Karte 1:100000 Blatt Münster für dieses Einzugsgebiet flächendeckend auch als schlecht eingestuft.

Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind überwiegend Pseudogleye. In diese sind flächig Braunerde-Pseudogleye eingebettet. Beide Böden weisen mittlere Staunässe auf. Dort, wo die Mergel nur stellenweise mit Geschiebelehm überdeckt sind und die Textur im Oberboden als sandig toniger Lehm bereits feiner ist, tritt starke Staunässe auf. Kleinräumig haben sich auch in den Talungen bei hoch anstehendem Grundwasser Gleye entwickelt.

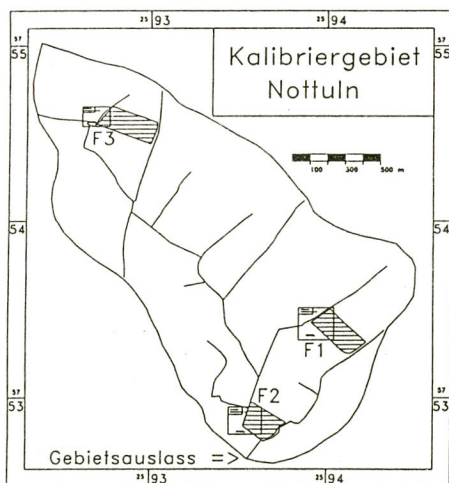


Abb. 5-27:

Einzugsgebietskarte  
Nottuln mit der Lage  
der Versuchsschläge

(Kästchen = Abgren-  
zung der Versuchs-  
parzellen)

Von den Leitprofilen der drei Testflächen werden im folgenden nur die relevanten bodenphysikalischen Kenngrößen wiedergegeben. Mit in die Tabellen aufgenommen wurden die organische Substanz (OS), der Tongehalt sowie der pH-Wert, da sie die wichtigen Sorptions- oder Abbauparameter für die betrachteten Herbizide darstellen.

Die Berechnung des K-Faktors (potentielle Erodierbarkeit der Böden nach der ALLGEMEINEN BODENABTRAGSGLEICHUNG) erfolgte nach SCHWERTMANN et al. (1987) gemäß der nachstehenden Formel:

$$K = 2,77 \times 10^{-6} \times M^{1,14} \times (12 - OS) + 0,043 \times (A - 2) + 0,033 \times (4 - D)$$

M = (%-Schluff + %-Feinsand) x (%-Schluff + %-Sand); OS = %-organische Substanz: für OS > 4 % 4 einsetzen; A = Aggregatklasse; D = Durchlässigkeitsklasse

Die Gesamt-Wasserdurchlässigkeit eines vertikal durchströmten Bodenprofils bis in 1 m Tiefe wurde nach ZUNKER (1930) und BENECKE (1963) (in: RENGGER & HENSLEDER o. Jg.) wie folgt berechnet:

$$m. k_f = \frac{\frac{M_{gesamt}}{M_1 + M_2 + M_n}}{\frac{k_{f1}}{k_{f1} + k_{f2} + k_{fn}}}$$

*M* = Mächtigkeit des Horizonts  
*k<sub>f</sub>* = Durchlässigkeit des Horizonts

Die Kennzeichnung der Bodenhorizonte erfolgte nach AG BODENKUNDE (1982).

Tab. 5-8: Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbizide der Testflächen in Nottuln

Fläche	m.k. bis 1 m (cm/d)	K	Boden- horizont	<sup>1</sup> k <sub>r</sub> -Wert (cm/d)	Tiefe (dm)	<sup>1</sup> GPV (Vol. %)	<sup>2</sup> LK (Vol. %)	Tongehalt (Gew.-%)	organische Substanz (Gew.-%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )
F1	8,7	0,30	SAP	14,1	0 - 2,5	40,5	5,5	18,1	2,1	6,7
			Sew	14,0	- 4,5	38,9	4,7	22,6	1,2	6,2
			Sd	6,3	- 6,5	43,2	4,2	29,1		
			SdCv	6,0	- 10,0	48,5	6,0	35,5		
F2	8,2	0,28	Ap	42,2	0 - 3,0	39,4	6,8	15,7	2,3	6,6
			SBv	14,3	- 3,8	35,2	4,3	20,1	1,2	6,7
			Sd	6,3	- 7,5	46,5	3,1	35,2		
			SdCv	5,7	- 11,0	49,7	4,3	37,3		
F3	6,1	0,34	Ap	11,1	0 - 2,8	42,7	6,2	18,6	3,8	7,2
			SBv	5,2	- 4,0	41,5	5,5	28,8	1,7	6,9
			Sd	4,6	- 8,5	44,7	5,1	41,1		
			SdCv	8,1	- 11,0	48,9	8,1	36,0		

<sup>1</sup> (Verteilung vgl. Abb. 5-36)

<sup>1</sup> Gesamtporenvolumen

<sup>2</sup> Luftkapazität

Festzuhalten ist bei den Profilen, daß bei dem Schlag F1 in Nottuln Staunässe auch über längere



Zeiträume im Oberboden auftritt, da dieser als SAp angesprochen wurde. Bei dem Schlag F2 ist insbesondere auf den stärker mittelsandigen Ap mit hoher Durchlässigkeit hinzuweisen, der von einem recht hoch anstehenden Sd-Horizont mit äußerst geringem Grobporenvolumen unterlagert wird.

Die  $k_f$ -Werte wurden aus den Kurzzeitpumpversuchen der Peilrohre wie folgt berechnet (HÖLTING 1989, S. 132):

$$k_f = \frac{r^2}{2 L (t_2 - t_1)} * 5,3 \lg \left( \frac{L}{r} \right) * \lg \left( \frac{h_1}{h_2} \right)$$

$r$  = Radius Bohrlochwand bzw. Filter (m)  
 $L$  = Länge Bohrlochwand bzw. Filter (m)  
 $h_1$  = Wasserspiegel zum Zeitpunkt  $t_1$  (m)  
 $h_2$  = Wasserspiegel zum Zeitpunkt  $t_2$  (m)  
 $t_1$  = Ende des Pumpversuches (s)  
 $t_2$  = späterer Zeitpunkt während des Wiederanstieges

Die anhand des Wiederanstieges ermittelten  $k_f$ -Werte (vgl. Abb. 5-38) im Bereich der Peilrohre ergaben in Nottuln für die Grundmoräne und den oberen Bereich der Tonmergel Werte im Bereich von 1 bis  $10 \times 10^{-7}$  m/s. Die höheren Werte können u.a. durch die bereits stattgefundenen Meliorationsmaßnahmen (Tieflockern und Dränung) hervorgerufen werden. Im Mittel liegen sie bei  $3 \times 10^{-7}$  m/s, was auf den Tag umgerechnet einer Durchlässigkeit von 2,6 cm/d entspricht. Sie bestätigen somit auch flächendeckend die generelle Einstufung der Grundmoräne und der campanen Tonmergel in Nottuln als ausgeprägten Stauhorizont.

Der Schlag F3 zeichnet sich durch die höchsten Humusgehalte aus. Dieses ist vermutlich auf den gegenüber den anderen beiden Schlägen erst vor wenigen Jahren vorgenommenen Umbruch zurückzuführen.

Aufgrund der flächigen Verbreitung von Pseudogleyen werden die Böden in Nottuln durch Rohrdrainagen und rohrlose Drainagen bzw. aus Kombinationen dieser Verfahren entwässert. Die flächenmäßig in beiden Gebieten am häufigsten eingesetzte Technik ist die systematische Entwässerung mittels Dränabteilungen aus Saugern und einem Sammler. Dieses ist nach EGGELSMANN (1981) nur sinnvoll, wenn die Staunässesohle (Sd) größer oder gleich 0,5 m unter Flur liegt. Die für eine genügende Entwässerung notwendigen Abstände der Sauger sind stark abhängig von der Tiefenlage der stauenden Schicht (vgl. Abb. 5-28).

Falls eine Rohrdrainage möglich bzw. sinnvoll ist, handelt es sich entsprechend dem generellen Bodenaufbau in Nottuln (vgl. MÜLLER-WEGENER et al. 1992, Anlage 1) fast ausschließlich um den Typ III. Die Sauger liegen überwiegend an der Basis der Grundmoräne und/oder Flugsandüberdeckung. Ist der Boden über das gesamte Profil zu undurchlässig, ist in den meisten Fällen eine

Rohrdränung allein nicht ausreichend. Die Anströmverhältnisse in einem solchen Bodenprofil sind in Abbildung 5-29 dargestellt. Zu der Durchlässigkeit eines Drängrabens stellt EGGELSMANN (1981, S.95) fest: "Bei sachgemäßer Dränarbeit - Einsatz der Dränmaschinen nur bei ausreichend abgetrocknetem Boden - kann erwartet werden, daß der im Drängraben befindliche Boden ausreichend durchlässig ist und bleibt, so daß er vom Wasser durchflossen werden kann".

Abb. 5-28: Einfluß der Tiefenlage einer undurchlässigen Bodenschicht auf den Dränabstand;  
aus (EGGELSMANN 1981)

I = undurchlässige Schicht fehlend  
II = undurchlässige Schicht 1 m unterhalb Drän  
III = undurchlässige Schicht in Dräntiefe

(Berechnungsgrundlage: Annahme einer stationären Strömung für eine einheitliche (hohe) Durchlässigkeit bei einer Druckhöhe des Grundwassers über Drän von 0,5 m und einer Abflußhöhe von 7 mm/d)

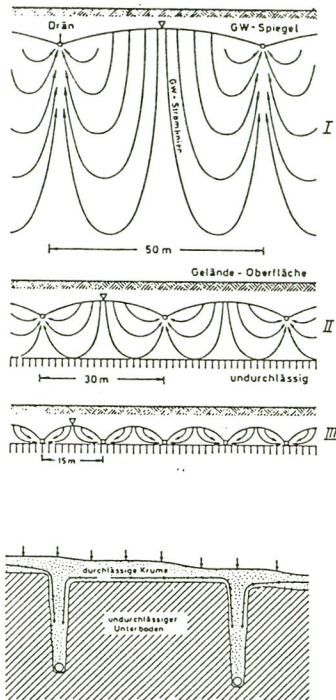


Abb. 5-29: Wirkung einer Rohrdränung in undurchlässigem Boden;  
aus (EGGELSMANN 1981)

Um die Funktionsfähigkeit der Sauger für lange Zeiträume zu erhalten, werden diese z.T. mit Filtermaterialien umgeben oder die Gräben im unteren Bereich mit durchlässigem Material versehen. Dieses soll die in Abhängigkeit von der Bodenart unterschiedlich starke Primär- (durch den Bau der Dränage) und/oder Sekundärverschlammung (späteres Einspülen von Trübstoffen) verhindern bzw. egalisieren.

In schwer durchlässigem Boden oder bei hoch anstehenden Stauhorizonten ist gegenüber einer reinen Rohrdränung eine rohrlose Dränung ("Maulwurfsdränung") oder Tieflockerung angebracht. Zur schnelleren Abführung des Wassers können sie mit einer Rohrdränung mit hohem durchlässigem

Grabenschacht kombiniert werden. Das Verfahren der Tieflockerung wurde auch auf zwei der drei untersuchten Schläge in Nottuln angewendet. Nach DIN 1185 ist das Tieflockern ein flächenhaftes Aufbrechen und Anheben eines mindestens 40 cm tiefen Bodenbereiches mittels Lockerungsgerät. Das reine Aufbrechen verdichteter Oberböden (Pflugsohle, Fahrspuren) gehört somit nicht zum Tieflockern. Der Lockerungseffekt hängt von der Körnung und den chemischen Bodeneigenschaften ab und soll vor allem das Grobporen- und auch das Gesamtporenvolumen vergrößern. "Im tiefgelockerten Bodenprofil versickern die Niederschläge rasch und fließen auf der Sohle der Lockerungsfurchen talwärts, wo sie ggf. durch Rohr- und Fangdräne aufgenommen werden müssen"; EGGELSMANN (1981, S. 108).

Für das Gebiet der Flurbereinigung Nottuln war ein flächendeckender Dränbestandsplan vorhanden. Dieser bezog sich aber nur auf die neuen, im Rahmen der Flurbereinigung in den 70er Jahren angelegten Dränagen. Alte Dränierungen, wie etwa die vom Schlag F1, waren hierin nicht verzeichnet. Die Abbildung 5-30 zeigt diesen Bestandsplan (um den Schlag F1 ergänzt).

Die untersuchten Schläge in Nottuln wiesen folgende Meliorationsmaßnahmen auf:

- Nottuln F1: Systemdränung aus Saugern und einem Sammler (Tonrohr). Baujahr 1958. 1988 (ein Jahr vor Versuchsbeginn) Tiefenlockerung im Vorgewende.
- Nottuln F2: Der Schlag ist mit keiner Rohrdränung versehen. Tiefenlockerung alle 5 Jahre.
- Nottuln F3: Sytemdränung aus Saugern und Sammlern. Zwei Dränabteilungen mit ca. je 2 ha Fläche.

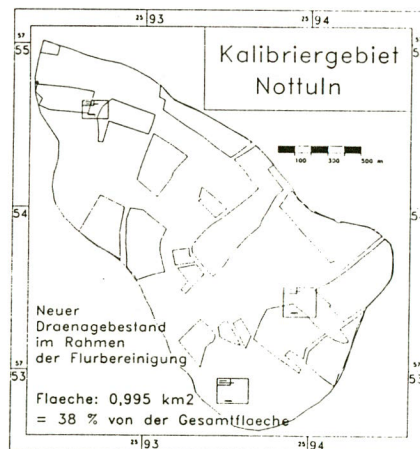


Abb. 5-30: Dränbestandsplan im Einzugsgebiet Nottuln

### 5.2.1.2 Südkirchen

Das untersuchte Einzugsgebiet bei Südkirchen (Abb. 5-31) umfaßt ca. 3,8 km<sup>2</sup>. Die Wasserscheide ist bis auf den neu festgelegten westlichen Teil identisch mit dem oberen Teil des Einzugsgebietes 278.862 der Funne. Als Berechnungsgrundlage für spätere Bilanzierungen ergab sich für das festgelegte Einzugsgebiet eine Fläche von 3,75 km<sup>2</sup>.

Wie auch in Nottuln ist die Morphologie als leicht bewegt zu charakterisieren. Hangneigungen über 5 % sind nicht vertreten und solche von 2-3 % die Regel. Der höchste Punkt im Einzugsgebiet liegt bei 89 m ü. NN, der Gebietsauslaß bei 67 m ü. NN; der maximale Höhenunterschied beträgt somit 22 m. Nach den großräumigen Grundwassergleichenkarten (LWA 1978) sind die unterirdische und die oberirdische Wasserscheide nahezu identisch.

Der Untergrund im Einzugsgebiet von Südkirchen ist ebenso wie in Nottuln aus Tonmergeln in Wechsellagerung mit Kalkmergeln aufgebaut. Die auf den Testflächen beim Bohren der Peilrohre angetroffene Schichtfolge war insgesamt carbonatreicher bzw. es waren häufiger Kalkmergel mit einer stärkeren Kluftwasserführung als in Nottuln in das Profil eingelagert. Dieses zeigte sich auch später in einer höheren Wasserwegsamkeit anhand von Wiederanstiegsmessungen in den Peilrohren (vgl. Abb. 5-38). Die Überdeckung mit Grundmoräne ist insgesamt geringmächtiger bzw. lückenhafter als in Nottuln. Zudem wird diese, wie auch stellenweise die Kreide, durch Flugdecksande überlagert. Insgesamt handelt es sich bei der Bodenart im Einzugsgebiet Südkirchen nach der Bodenübersichtskarte 1:100000 um lehmigen Sand bis sandigen Lehm. Außer in kleinen Kuppenbereichen am östlichen Rand des Einzugsgebietes wird die Versickerungsmöglichkeit für Niederschläge hinsichtlich einer Grundwasserneubildung, wie auch in Nottuln, generell als schlecht eingestuft (GLA 1962b). Dieses ist, wie die Tabelle 5-9 zeigt, ebenfalls in der flächenhaften Verbreitung von Stauhorizonten im Unterboden begründet.

Bei den Bodentypen haben sich im größten Teil der Fläche Braunerde-Pseudogleye entwickelt, die im Oberboden aus sandigen bis stark sandigen Lehmen mit einer Mächtigkeit von 30 - 60 cm bestehen. Der unterlagernde Staukörper aus sandig-tonigen Lehmen hat eine schwankende Mächtigkeit von 2 bis 12 dm. Daneben existieren, wie in Nottuln, flächenhaft Pseudogleye, die in den Auenbereichen im allgemeinen eine feinere Körnung aufweisen. Ihr Stauwassereinfluß reicht dort bis in den obersten Horizont, wie das Profil auf dem Schlag F1 in Südkirchen zeigt. Dort, wo der Geschiebelehm von mächtigerem Flugdecksand überlagert wurde, kommen kleinflächig auch Pseudogley-Podsole vor. Bei einer geringeren Mächtigkeit der sandigen Auflage sind die Böden dort als Podsol-Pseudogleye einzustufen.



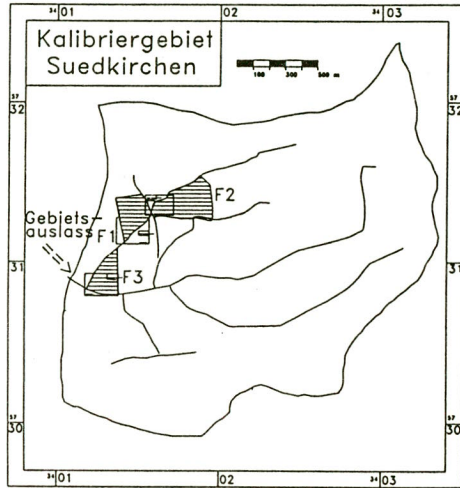


Abb. 5-31: Einzugs-  
gebietskarte Suedkirchen  
mit der Lage der Ver-  
suchsschläge

(Kästchen = Abgren-  
zung der Versuchspar-  
zellen)

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit bis in 1 m Tiefe liegt in Suedkirchen generell höher als in Nottuln, ebenso wie der Gehalt an organischer Substanz (OS). Bei dem Schlag F1 hat aufgrund eines ersten Stauhorizontes und der Ansprache des Oberbodens als SAP zumindest in der Vergangenheit eine zeitweiligen Vernässung bis in den Oberboden vorgelegen. Bei dem Schlag F2 ist insbesondere der Oberboden hoch durchlässig. Der Sd-Horizont beginnt wie in den anderen Profilen bei etwa 50 cm.

Tab. 5-9: Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparamter für Herbizide der Testflächen in Suedkirchen

Fläche	m.k <sub>f</sub> bis 1 m (cm/d)	K	Boden- horizont	k <sub>f</sub> -Wert (cm/d)	Tiefe (dm)	<sup>1</sup> GPV (Vol. %)	<sup>2</sup> LK (Vol. %)	Tongehalt (Gew.-%)	organische Substanz (Gew.-%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )
F1	9,7	0,23	SAP	14,5	0 - 3,4	42,8	7,6	19,9	4,2	7,4
			Sd	6,3	- 5,0	36,6	6,6	15,0	1,2	1,2
			Sw	32,3	- 7,1	35,8	13,1	6,8		
			SdCv	6,0	- 10,0	43,0	3,1	40,7		
F2	9,4	0,29	Ap	52,4	0 - 3,7	39,2	6,9	19,6	3,0	7,3
			SBv	8,9	- 5,2	34,7	4,9	20,5	1,6	7,6
			Sd	5,7	- 5,7	38,6	2,8	35,1		
			Cv	6,4	- 12,0	35,7	3,3	29,9		
F3	8,9	0,27	Ap	9,2	0 - 2,4	44,1	6,5	25,8	7,6	6,3
			SeW	9,4	- 5,0	38,0	6,6	13,4	2,2	6,8
			Sd	3,7	- 7,0	35,3	3,3	27,0		
			SdCv	5,1	- 10,5	47,3	5,1	39,9		

<sup>1</sup> (Verteilung vgl. Abb. 5-36)

<sup>1</sup> Gesamtporenvolumen

<sup>2</sup> Luftkapazität

Wie in Nottuln sind die Böden im Rahmen der Flurbereinigung überwiegend dräniert worden. Der Dränbestand in Südkirchen ist gegenüber Nottuln aufgrund der erst vor kurzem abgeschlossenen Flurbereinigung in diesem Gebiet deutlich jünger und damit im Mittel gesehen auch funktionsfähiger. Für den nördlichen und mittleren Teil ist ein Dränbestandsplan vorhanden (vgl. Abb. 5-32). Entsprechend dem in Tabelle 5-9 vorgestellten bodenphysikalischen Aufbau der Bodenprofile werden die ackerbaulich genutzten Flächen in Südkirchen überwiegend durch Systemdrainagen entwässert.

Die zur Verfügung stehenden Kenndaten dieser Drainagen werden im folgenden wiedergegeben:

**Südkirchen F1:** Systemdrainung aus Saugern und Sammlern. Baujahr 1980. Beprobte werden sollte ursprünglich der Sammler. Wie sich aber erst im Winter bei Einsetzen der ersten Schüttungen herausstellte, war der Hauptsammler im mittleren Teil stark beschädigt. Im Bereich einer Versumpfungszone 5 m oberhalb der Böschungskante zum Schemmbach trat die Hauptschüttung aus und wurde dort in Form eines "Oberflächlichen Drainageabflusses" zeitweise beprobt, da die Ausläufe der Sammler zumeist keine Schüttung zeigten.

**Südkirchen F2:** Sytemdrainung aus Saugern (8 m Abstand) und einem Sammler, der die gesamte Fläche (5,5 ha) erfaßt. Beprobte wurde der Auslauf des Sammlers mit einem automatischen Probenehmer.

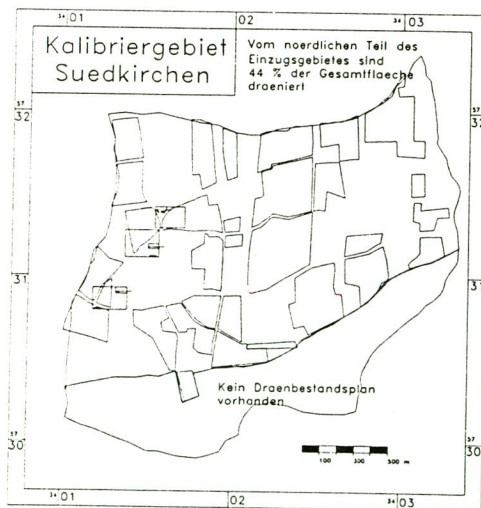
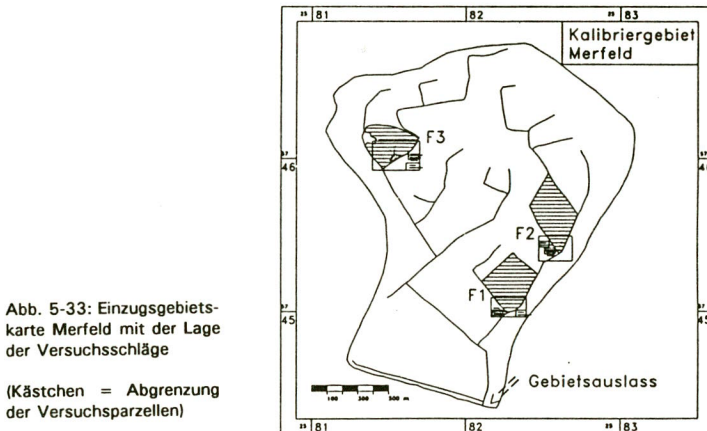


Abb. 5-32: Dränbestandsplan im Einzugsgebiet Südkirchen

Südkirchen F3: Sytemdränung aus Saugern und zwei Sammlern. Entwässerung des Hangfußes (ca. 1,5 ha) der 3,75 ha Gesamtfläche des Schläges.  
Beide Sammler wurden zeitweise beprobt.

### 5.2.1.3 Merfeld

Das untersuchte Einzugsgebiet bei Merfeld (Abb. 5-33) umfaßt ca. 3,1 km<sup>2</sup>. Das oberirdische Einzugsgebiet ist aufgrund der fast ebenen Morphologie überwiegend nur anhand der Gräben, deren Anbindung und Fließrichtung festzulegen. Die westliche und südliche Wasserscheide dieses Einzugsgebietes des Vennesbaches ist identisch mit der des Einzugsgebietes 278.8842 in der Gewässerstationierungskarte des Mühlenbaches, der den Hauptvorfluter bildet.



Im nördlichen und östlichen Bereich wurde die oberirdische Wasserscheide anhand der Morphologie und der Anbindung und Fließrichtung der Gräben und Vorfluter festgelegt. Als Berechnungsgrundlage für spätere Bilanzierungen ergab sich für das so festgelegte Einzugsgebiet eine Fläche von 3,06 km<sup>2</sup>.

Die Morphologie des Einzugsgebietes ist als eben zu charakterisieren. Hangneigungen über 3 % sind nicht vertreten und solche von 1-2 % die Regel. Der höchste Punkt im Einzugsgebiet liegt bei 60 m ü. NN, der Gebietsauslaß bei 51 m ü. NN; der maximale Höhenunterschied beträgt somit 9 m. Nach den großräumigen Grundwassergleichenkarten (LWA 1978) ist die Grundwasserfließrichtung an der nördlichen Einzugsgebietsgrenze von Norden nach Süden gerichtet und biegt dann dem Verlauf des Vennesbaches folgend nach Südosten um.

Der Untergrund des Einzugsgebietes wird gebildet durch den Porenaquifer der Halterner Sande, die überwiegend durch Niederterrassensande überlagert werden. Zusammen bilden sie das obere,

ungespannte Grundwasserstockwerk. Schützende Deckschichten in Form einer bindigen Abdeckung existieren nicht. Insgesamt ist sowohl die Durchlässigkeit als auch die Grundwasserneubildung im Vergleich zu Südkirchen und Nottuln als hoch bzw. sehr hoch einzustufen.

In der Bodenentwicklung sind in Merfeld zwei großräumige Teilbereiche auszumachen. Im nord-östlichen Teilbereich sind aus den Niederterrassensanden überwiegend Gley-Podsole entstanden, die stellenweise bis in 80 cm Tiefe humos sein können. Der Grundwasserflurabstand beträgt hier mehr als 80 bis 130 cm. Stellenweise haben sich bei höherem Flurabstand auch reine Podsole entwickelt. Im südwestlichen Teilbereich dominieren Gleye mit einem Grundwasserflurabstand von weniger als 4 - 8 dm. Zum Teil wird er auch durch Dränagen auf diese Tiefe abgesenkt. Neben den fast rein sandigen Bodenarten sind auch Gleye aus schwach lehmig-sandigen Bachablagerungen entstanden. Die wichtigen bodenphysikalischen Parameter der untersuchten Schläge zeigt die Tabelle 5-10.

Dränierungsbedürftig sind in Merfeld nur die Flächen der Gleye mit zeitweise sehr hoch anstehendem Grundwasser. Über das Gebiet in Merfeld liegen keine flächendeckenden Dränbestandspläne im Rahmen einer Flurbereinigung vor. Entsprechend der Bodenkarte (MÜLLER-WEGENER et al. 1992, Anlage 3) und den Empfehlungen hinsichtlich eines Meliorationsbedarfes kann aber von folgenden Fakten ausgegangen werden:

- Die gut durchlässigen Podsolböden mit durchweg hohem Flurabstand über den gesamten Jahresverlauf im nördlichen Teil des Einzugsgebietes sind nicht dränierungsbedürftig.
- Im Bereich von Senken und im südlichen Teil im Bereich der flächiger verbreiteten Gley-Podsole mit oft hohem Grundwasserstand ist eine künstliche Entwässerung bei ackerbaulicher Nutzung angebracht. Hierfür kommt neben einer flächenhaften, systematischen Dränung der Fläche (Systemdränung) auch die Abführung von zu hoch anstehendem Grundwasser in Teilbereichen durch eine Bedarfsdränung in Frage.

Der o.g. Bandbreite der Dränierungsmöglichkeiten entsprechen auch die drei untersuchten Testflächen:

- Merfeld F1:** Systemdränung aus Saugern in der unteren südlichen Hälfte des Schlages mit jeweils einzelnen Ausmündungen in den Vorfluter (6 m Abstand, 60 cm tief).  
Systemdränung des nördlichen Teils aus Saugern und einem Sammler in der Mitte des Schlages.
- Merfeld F2:** Nicht dräniert.
- Merfeld F3:** In einem Senkenbereich in der Mitte des Schlages sechs einzelne Sauger (8 m Abstand) als Bedarfsdränen zur Abführung von hoch anstehendem Grundwasser über die gesamte Schlagbreite.



Tab. 5-10: Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbizide der Testflächen in Merfeld

Fläche	m. k <sub>i</sub> bis 1 m (cm/d)	K	Boden- horizont	<sup>1</sup> k <sub>i</sub> -Wert (cm/d)	Tiefe (dm)	<sup>1</sup> GPV (Vol. %)	<sup>2</sup> LK (Vol. %)	Tongehalt (Gew.-%)	organische Substanz (Gew.-%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )
F1	109	0,09	Ap	45,5	0 - 3,3	44,3	10,1	3,3	5,8	6,1
			Go	225,2	- 6,0	35,6	15,1	2,5	3,9	6,2
			GrO	317,9	- 7,5	36,1	15,0	2,3	0,8	5,7
			Gr	606,7	- 9,0	35,8	12,5	2,7	0,8	5,7
F2	102	0,10	Ap	41,1	0 - 2,8	42,5	8,3	5,3	6,6	5,2
			Ahe	129,8	- 3,8	43,2	16,0	8,2	5,3	5,0
			Bhs	157,0	- 5,0	45,5	21,5	4,8	2,1	4,8
			Bs	340,8	- 7,5	43,6	23,5	2,4	1,5	5,1
			BsGo	295,3	- 9,0	41,5	20,7	2,5	0,9	5,3
			Go	408,8	- 12,0	37,4	14,2	2,1	0,9	5,0
			Gor	424,9	- 14,0	37,7	13,8	2,6	-	5,1
F3	74	0,14	Ap	33,4	0 - 3,5	46,3	9,3	3,7	6,8	5,1
			Ae	155,2	- 5,2	52,1	18,6	3,9	5,7	4,9
			Bhs/Bs	146,9	- 6,5	49,9	19,1	5,8	3,3/0,8	4,8/5,1
			GO	324,8	- 10,5	36,5	17,0	3,6	-	5,5
			GOr	448,4	- 13,3	38,9	19,6	0,9	-	4,5
			Gr	547,7	- 35,5	35,5	15,6	-	-	4,5

<sup>1</sup> (Verteilung vgl. Abb. 5-37)

<sup>1</sup> Gesamtporenvolumen

<sup>2</sup> Luftkapazität

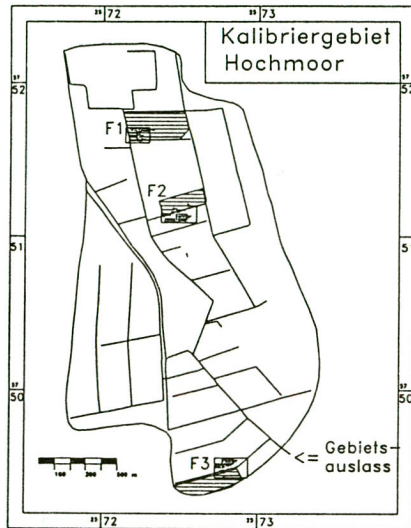
Entsprechend dem sandigen Ausgangssubstrat der Niederterrasse haben die Böden im Gegensatz zu Nottuln und Südkirchen eine bedeutend höhere Durchlässigkeit des Bodenprofils. Auch die Wiederanstiegsversuche in den Peilrohren erbrachten einheitliche und mit ca.  $1 \times 10^{-5}$  m/s (= 68,4 cm/d) ebenfalls hohe Werte (Abb. 5-38), die vermutlich aufgrund des Einstromwiderstandes von Rammfilter und Ausbau hier bereits schon zu niedrig ausgefallen sind.

#### 5.2.1.4 Hochmoor

Das untersuchte Einzugsgebiet (Abb. 5-34) bei Hochmoor umfaßt ca. 3,4 km<sup>2</sup>. Das oberirdische Einzugsgebiet ist aufgrund der ebenen Morphologie nur anhand der Gräben, deren Anbindung und Fließrichtung festzulegen. Am westlichen Rand des Einzugsgebietes der Talsperre gelegen entspricht die Wasserscheide dort der des Heubaches, zu dessen Einzugsgebiet 278.8811 auch das des Tackekanals gehört. Als Berechnungsgrundlage für spätere Bilanzierungen ergab sich für das so festgelegte Einzugsgebiet eine Fläche von 3,4 km<sup>2</sup>. Hangneigungen über 1 % sind nicht vertreten. Der höchste Punkt im Einzugsgebiet liegt bei 67 m ü. NN, der Gebietsauslaß bei 64 m ü. NN; der maximale Höhenunterschied beträgt somit 3 m.

Abb. 5-34:  
Einzugsgebietskarte Hochmoor  
mit der Lage der Versuchs-  
schläge

(Kästchen = Abgrenzung der  
Versuchsparzellen)



Nach den Grundwassergleichen 1973 (LWA 1978) liegt das Gebiet im Zentrum einer großräumigen Grundwasserscheide.

Der tiefere Untergrund des nordwestlichen Teils vom Einzugsgebiet besteht nach dem GLA (1975b) noch aus Halterner Sanden. Diese gehen innerhalb des Einzugsgebietes nach Westen und Süden in die Recklinghäuser Sandmergel über. Überlagert werden diese durch Niederterrassensande, zum Teil auch durch geringmächtigen Geschiebelehm (Schlag F3).

Daß die landwirtschaftlichen Flächen in diesem Gebiet ackerbaulich genutzt werden können, setzt im Moor einen Tiefenumbruch voraus. Dieses geschah durch Tiefpflügen mit einem Dampfpflug in den 30er Jahren. Bei diesem Tiefenumbruch bis in 1,20 m Tiefe entsteht die typische "Deutsche Sandmischkultur". Das Verhältnis Torf zu Sand soll hierbei kleiner oder gleich 2:1 betragen (EGGELSMANN 1981). Wie in Abbildung 5-35 dargestellt, wechseln sich hierbei schräggestellte Sand- und Torflagen ab. In dieser Form wurden sie beim Niederbringen der Bohrungen auf den untersuchten Schlägen auch jetzt noch teilweise angetroffen. Durch Entwässerung und Tiefenumbruch ist die natürliche Bodenbildung weitreichend verändert. Nur vereinzelt sind Moorreste übriggeblieben. Die Lagen aus humosen Sanden und Torfen erreichen Mächtigkeiten bis zu 15 dm; die sandigeren Bereiche, die nur stellenweise humos sind und Torfreste enthalten, sind maximal 1 m mächtig. Teilweise lagern die Tiefumbruchböden auf Niederterrassensanden über Geschiebelehm, stellenweise direkt auf Geschiebelehm.

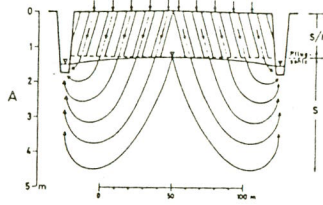
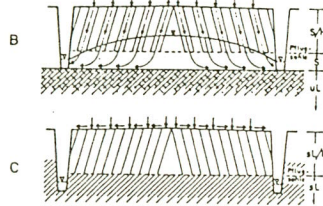


Abb. 5-35:

Grundwasser-Strömungslinien  
in Tiefpflugkulturen;  
aus (EGGELSMANN 1981)

A = Grundwassertyp  
B = Stauwassertyp  
C = Haftwassertyp



Im östlichen und südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes findet man verstärkt mineralische Böden. Das Grundwasser liegt hier mit 1,3 bis 2,0 m tiefer als im übrigen Gebiet. Über Geschiebelehm haben sich aus Niederterrassen- und Flugdecksanden Pseudogley-Podsole entwickelt; bei höherem Grundwasserstand entstanden Gley-Podsole.

Tab. 5-11: Die wichtigsten bodenphysikalischen- und Adsorptionsparameter für Herbizide der Testflächen in Hochmoor

Fläche	m.k <sub>r</sub> bis 1 m (cm/d)	<sup>3</sup> K	Boden- horizont	<sup>1</sup> k <sub>r</sub> -Wert (cm/d)	Tiefe (dm)	<sup>1</sup> GPV (Vol. %)	<sup>2</sup> LK (Vol. %)	Tonge- halt (Gew.-%)	organische Substanz (Gew.-%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )
F1	137,0	n.b.	RAp	53,3	0 - 3,5	46,9	6,5	-	6,8	5,1
			R1	879,3	- 7,0	59,6	6,9	-	31,3	3,8
			R2	875,0	- 11,0	62,8	10,7	-	35,9	3,5
			Gr1	26,7	- 13,0	39,3	6,2	3,8	1,9	3,9
			Gr2	39,5	- 15,0	39,5	7,3	2,0	0,6	4,2
F2	19,4	n.b.	RAp	57,4	0 - 3,0	48,9	9,3	-	9,1 - 71,4	5,6
			BGo	15,1	- 11,5	41,7	11,7	3,5	15,5	3,4
			GOr	15,0	- 13,0	42,1	9,6	2,4	5,9	3,5
F3	12,9	n.b.	RAp	82,8	0 - 3,5	50,0	10,0	-	6,9	5,6
			R	-	5,0 / 8,0	-	-	-	11,2	4,5
			Bhs	44,5	- 6,5	43,8	13,0	5,4	11,2	4,5
			Sw	39,3	- 7,0	36,3	13,4	3,9	3,0	3,8
			SdGo	4,6	- 11,0	41,9	7,6	20,5	1,2	3,8
			Gr	13,0	- 13,0	38,6	7,1	15,8	1,2	4,0

<sup>1</sup> (Verteilung vgl. Abb. 5-37)

<sup>1</sup> Gesamtporenvolumen

<sup>2</sup> Luftkapazität

<sup>3</sup>K (n.b. = nicht bestimmbar)

Gegenüber den beiden Profilen der Flächen F1 und F2 zeigt das des Schlags F3 einen Stauwasser-einfluß. Hier steht im Untergrund geringmächtiger Geschiebelehm an. Die Auswertung der Wieder-anstiegsversuche der Peilrohre erbrachte im Mittel k<sub>r</sub>-Werte von ca. 2 x 10<sup>-6</sup> m/s bei einer starken

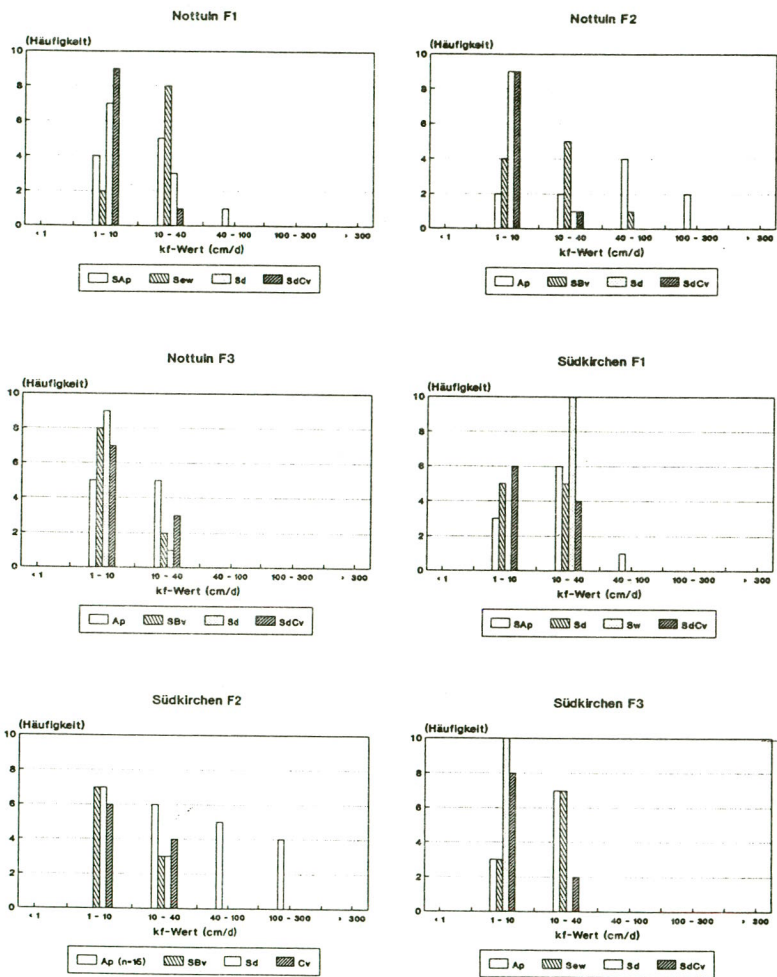


Abb. 5-36: Verteilung der Wasserdurchlässigkeiten in den einzelnen Horizonten der Schläge in Nottuln und Südkirchen (Häufigkeit = Anzahl der Stechzylinder)



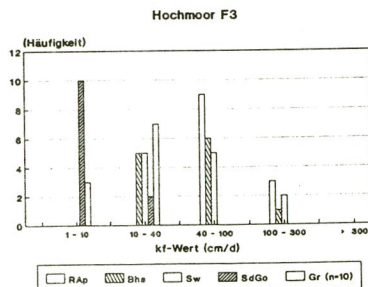
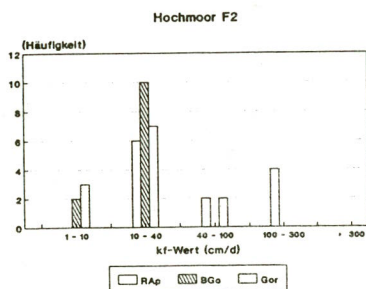
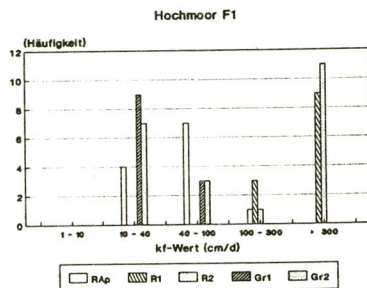
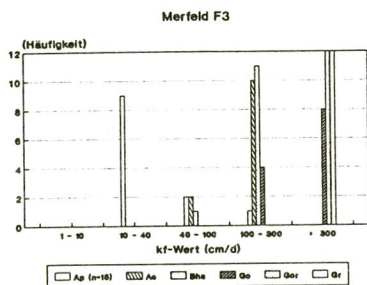
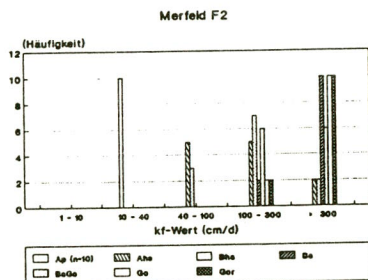
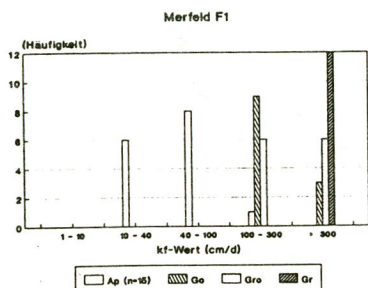


Abb. 5-37: Verteilung der Wasserdurchlässigkeiten in den einzelnen Horizonten der Schläge in Merfeld und Hochmoor (Häufigkeit = Anzahl der Stechzylinder)

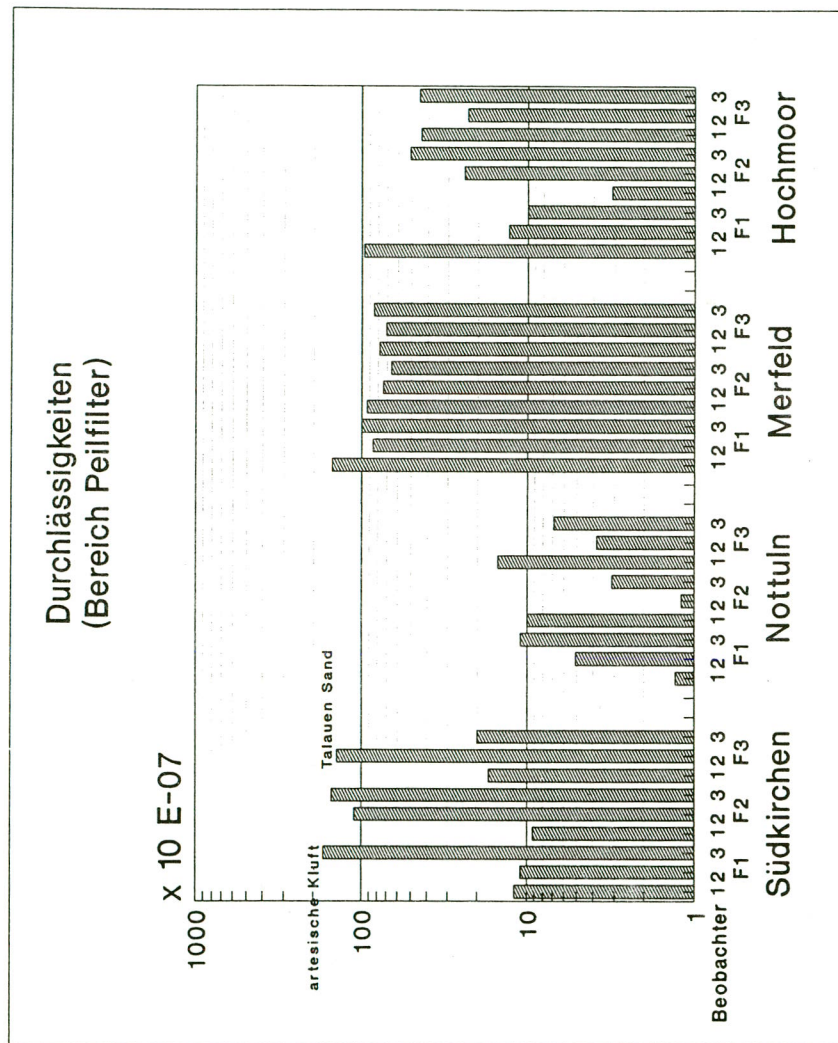


Abb. 5-38: Verteilung der  $k_v$ -Werte im oberen Aquiferbereich auf den untersuchten Schlägen

Streuung auf dem Schlag F1 (Abb. 5-38). Dieser Mittelwert entspricht mit 17,3 cm/d ungefähr den in den untersten sandigen Profilabschnitten mit den Stechzylindern ermittelten Durchlässigkeiten. Die hohe Gesamtdurchlässigkeit des Profils vom Schlag F1 beruht auf einem sehr locker gelagerten Teilbereich (Lagerungsdichte 0,8 - 0,9).

Mit einer zunehmend geringeren Durchlässigkeit und höherem Zersetzungsgrad des Torfes kann der ehemals reine Grundwassereinfluß im Moor zu einem stärkeren Stauwassereinfluß werden und bis hin zur Haftnässe reichen.

Bei einem Moortiefenumbruch über einem schluffigen Geschiebelehm, wie auch im Gebiet von "Hochmoor", muß nach EGGELSMANN (1981) bei einer Tiefpflugkultur in Form eines "Stauwassertyps" für eine zusätzliche Binnenentwässerung durch Rohrdränen gesorgt werden. Dies geschieht durch Sauger, die jeweils einen eigenen Auslauf am Vorfluter aufweisen. Deren Dränabstand ist nach DIN 1185, Blatt 2 vor allem abhängig vom Zersetzungsgrad des Torfes und von der Güte der Vorentwässerung. Flachgründige Moore über Lehm sollten nach EGGELSMANN (1981) nicht tiefgepflügt werden, da die dränenden Sandbalken fehlen und selbst eng verlegte Rohrdränungen wenig wirken. Diese Moore weisen daher eine hohe Haftnässe und Oberflächenvernässung auf. Flächenhafte Bestandspläne über diese Art der Rohrdränung lagen für das Gebiet Hochmoor nicht vor. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß die ackerbaulich genutzten Schläge, zumindest die des westlichen Teils des Einzugsgebietes (im Bereich der Moorböden), fast vollständig durch Sauger dräniert sind. Das bestätigte sich auch durch Begehung und Befahrung des Einzugsgebietes.

Die untersuchten Schläge wiesen folgende Dränierungen auf:

Hochmoor F1: Die westliche Hälfte des Schlages wird mit Einzelsaugern im Abstand von 12 m seit 1960 entwässert.

Hochmoor F2: Gesamter Schlag wird durch Sauger im Abstand von ca. 12 m seit 1978 entwässert.

Hochmoor F3: Gesamter Schlag wird durch Sauger im Abstand von 10 m entwässert.

#### **5.2.2 Landwirtschaftliche Nutzung und Herbizidanwendung in den Kalibriergebieten**

In Kapitel 4.2.3 wurde die Vorgehensweise bei der Nutzungskartierung und der Hochrechnung von absoluten Herbizidmengen in den jeweiligen Einzugsgebieten vorgestellt. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Befragung sowie die daraus hochgerechneten Herbizid-Aufwandmengen wiedergegeben.

### 5.2.2.1 Nottuln

Die Abbildung 5-39 zeigt die Nutzungskartierung vom Mai 1991.

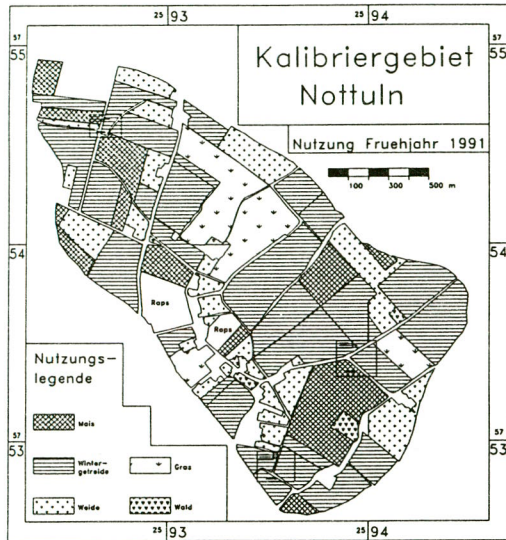


Abb. 5-39: Nutzung im Einzugsgebiet Nottuln

Tab. 5-12: Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Nottuln

	Fläche [km <sup>2</sup> ]	[%] der Gesamtfläche*	
Mais	0,37765	14,2	ackerbaulich genutzte Fläche: 70%
Gerste	0,39529	14,9	
Weizen <sup>1</sup>	0,73537	27,7	
Gras	0,27076	10,2	
Raps	0,07583	2,9	
Weide	0,20138	15,5	Getreidefläche: 43 %
Wald	0,41405	1,0	
sonstige Fläche	0,36762	13,8	

\* (rundungsbedingt 100,2 %) <sup>1</sup> einschl. Triticale und Roggen

Gegenüber dem Gebiet Südkirchen ist im Einzugsgebiet Nottuln der Anteil der ackerbaulichen Nutzfläche mit 70 % und der Getreidefläche mit 43 % etwas niedriger (Tab. 5-12). Zugunsten eines hohen Anteils an Gras fällt der Anteil von Mais und Gerste deutlich geringer aus. Die Fruchtfolge insgesamt ist differenzierter als im Einzugsgebiet Südkirchen. Der Waldanteil ist äußerst gering. Der hohe Anteil an "sonstiger Nutzfläche" beruht auf dem Siedlungsbereich an der Nordwestspitze des Einzugsgebietes.



Tab. 5-13: Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Nottuln

Fläche der Erhebung: 129,4 Hektar (24 Schläge)

	Fr/So88	Wi88/Fr89	Fr/So89	Wi89/Fr90	Fr/So90	Wi90/Fr91
Nutzung (ha)						
Getreide	76,0		53,8		64,6	
Mais	30,9		23,9		19,0	
Aufwandmenge in kg auf der Summe der Schläge (Anzahl der Schläge mit Anwendung)						
Atrazin	26,8 (6)				0,9(1)	
Terbuthylazin			5,6 (2)			
Chlortoluron		81,6 (9)		77,2 (8)		34,3 (6)
Isoproturon		10,0 (1)		5,0 (1)		33,0 (1 + 4*)
Methabenzthiazuron		48,2 (3)		16,8 (2)		30,8 (2)

\* (bei vier Schlägen lediglich beabsichtigter Einsatz im Frühjahr 1991)

Gegenüber den übrigen Einzugsgebieten spielt im Bereich Nottuln Methabenzthiazuron von der absoluten Aufwandmenge her gesehen eine gleiche Rolle wie die beiden anderen Phenylharnstoffe (Tab. 5-13). Das rührt daher, daß die Anzahl der behandelten Schläge zwar deutlich geringer ist, aber die Aufwandmengen pro Hektar wesentlich höher sind. Diese Unterschiede gegenüber den übrigen Einzugsgebieten scheinen zum großen Teil auf regional unterschiedlichen Beratungsintensitäten der Anbieter zu beruhen.

Besonders herauszustellen ist in diesem Fall, daß die Anwendung von Isoproturon (IPU) nur bei einem Schlag im Herbst stattfand. Die übrigen vier Schläge wurden erst im Frühjahr mit IPU behandelt und sind deshalb für den Beprobungszeitraum bis Ende Februar nicht mehr relevant.

Bei Zugrundelegung von 38 Hektar Mais und 113 Hektar Wintergetreide, entsprechend der Nutzungskartierung, ergeben sich für die Wirkstoffe die in Tabelle 5-14 genannten Aufwandmengen. Von den 58 kg IPU sind aber im Herbst 1990 hochgerechnet nur ca. 15 kg in Nottuln eingesetzt worden, da zum Befragungszeitpunkt auf den fünf Anwendungsschlägen in diesem Fall erst ein beabsichtigter Einsatz bei vier Schlägen für das Frühjahr 1991 geplant war.

Tab. 5-14: Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Nottuln

	gemittelte Aufwandmenge: (kg/ha)				absolute Aufwandmenge: (kg / Einzugsgebiet)			
	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91
Terbuthylazin	0,21		0,04		11		2	
Chlortoluron		1,44		0,53		162		60
Isoproturon		0,09		0,51		10		15 (43*)
Methabenzthiazuron		0,31		0,48		35		54

\* (beabsichtigter Einsatz im Frühjahr 1991)

### 5.2.2.2 Südkirchen

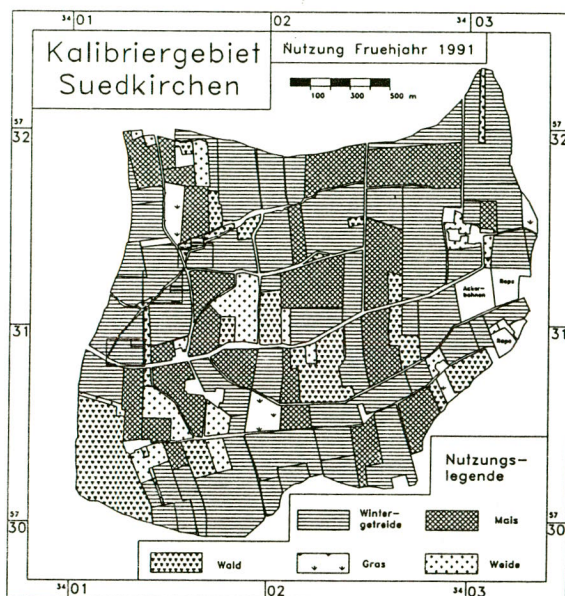


Abb. 5-40: Nutzung im Einzugsgebiet Südkirchen

Die Abbildung 5-40 zeigt deutlich den dominierenden Anteil an Wintergetreide im Einzugsgebiet des Dammbachs. Wie die Tabelle 5-15 erkennen läßt, beträgt der Ackeranteil 74 % an der Gesamtfläche. Der Anteil der Kulturen Mais, Gerste und Weizen (einschl. Triticale und Roggen) entspricht mit einem Anteil von je ca. 1/3 an der ackerbaulich genutzten Fläche hierbei einem klassischen Fruchtwechsel von drei Jahren. Das bestätigt sich auch bei der durchgeführten Befragung. Gegenüber dem Einzugsgebiet in Nottuln fiel die Erhebung über die eingesetzten Herbizide nicht flächendeckend aus. Insgesamt aber ist die Anwendung einheitlicher, da Methabenzthiazuron keine Rolle spielt. Die Erhebung (Tab. 5-16) gibt daher die deutliche Verschiebung in diesem Einzugsgebiet vom Chlortoluron zum stärkeren Einsatz von IPU im Herbst 1990 wieder.

Gemäß dem Atrazinverbot wurde nach Angaben der Befragung ab 1989 kein Atrazin mehr im Einzugsgebiet des Dammbaches eingesetzt. Terbutylazin (Ersatzwirkstoff für Atrazin) wurde nur noch im Sommer 1989 in geringen Mengen angewendet. Danach wurden als Maisherbizide im Einzugsgebiet CERTROL B oder BUCTRIL eingesetzt, die beide als Wirkstoff Bromoxynil enthalten.

Tab. 5-15: Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Südkirchen

	Fläche [km²]	[%] der Gesamtfläche*	
Mais	0,80303	21,4	ackerbaulich
Gerste	0,87377	23,3	genutzte Fläche:
Weizen <sup>1</sup>	0,94314	25,2	74 %
Gras	0,05975	1,6	
Raps	0,03617	1,0	Getreidefläche:
Ackerbohnen	0,03803	1,0	49 %
Weide	0,20138	5,7	
Wald	0,41405	11,1	
sonstige Fläche	0,36400	9,7	

\* (rundungsbedingt Summe = 100,1 %) <sup>1</sup> einschl. Triticale und Roggen

Tab. 5-16: Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Südkirchen

Fläche der Erhebung: 75 Hektar (14 Schläge)

	Fr/So88	Wi88/Fr89	Fr/So89	Wi89/Fr90	Fr/So90	Wi90/Fr91
Nutzung (ha)						
Getreide		36,5		43,5		51,5
Mais	18,0		32,5		20,0	
Aufwandmenge in kg auf der Summe der Schläge (Anzahl der Schläge mit Anwendung)						
Atrazin	18 (4)	-	5,6 (3)	-	-	-
Terbuthylazin	-	-	-	-	-	-
Chlortoluron	-	70,7 (6)	-	42,4 (5)	-	31,4 (3)
Isoproturon	-	-	-	23,0 (3)	-	42,6 (6)
Methabenzthiazuron	-	2,8 (1)	-	2,8 (1)	-	-

Für die spätere Interpretation der Befunde im Dammbach ist zu registrieren, daß bei IPU im Winter 89/Frühjahr 90 zwei der drei Schläge erst im Frühjahr behandelt wurden. Das entsprach auch der damaligen Anwendungsempfehlung. Im Gegensatz hierzu wurden fünf der sechs Schläge im Winter 1990 mit IPU behandelt. Insbesondere durch das Mittel FENIKAN (Wirkstoff: IPU) wurde der Wirkstoff Chlortoluron durch IPU größtenteils ersetzt. Nach Angaben der Landwirtschaftskammer Coesfeld (HOLLING 1991) hat das Mittel im gesamten Einzugsgebiet des Halterner Stausees eine weite Verbreitung gefunden. Das zeigte neben der Befragung im Südkirchener Gebiet auch die Erhebung im Nottulner Einzugsgebiet.

Bei Zugrundelegung von 80 Hektar Mais und 181 Hektar Wintergetreide entsprechend der Nutzungskartierung ergeben sich für die Wirkstoffe die folgenden Aufwandmengen (Tab. 5-17):

Tab. 5-17: Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Südkirchen

	gemittelte Aufwandmenge: (kg /ha)				absolute Aufwandmenge: (kg / Einzugsgebiet)			
	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91
Terbuthylazin	0,17				16		-	
Chlortoluron		0,98		0,61		177		110
Isoproturon		0,53		0,83		96		150
Methabenzthiazuron		0,06				11		-

### 5.2.2.3 Merfeld

Gegenüber den Einzugsgebieten Nottuln und Südkirchen, die die überwiegend schweren Böden des Stever-Einzugsgebietes repräsentieren, fallen in den beiden Standorten mit leichten Böden im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches (Merfeld und Hochmoor) deutliche Nutzungsunterschiede auf.

Die Nutzung (Abb. 5-41) entspricht auch dem visuellen Eindruck bei den zahlreichen Befahrungen der sandigeren Standorte im Bereich der Halterner Sande.

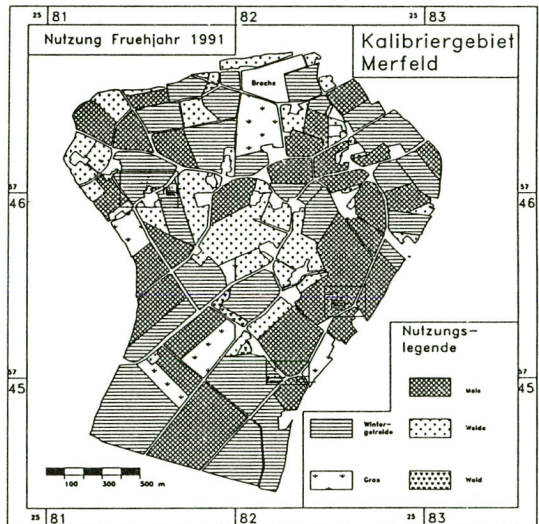


Abb. 5-41: Nutzung im Einzugsgebiet Merfeld

Der Maisanbau ist in diesen Bereichen stark dominierend (Tab. 5-18). So haben Mais und Getreide im Raum Merfeld den gleichen Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche, da oft eine zwei- oder auch mehrjährige Nutzung nur einmal durch Getreide abgelöst wird bzw. z.T. auch auf einigen Standorten regelrechter Daueranbau vorherrscht, wie die Befragung zeigte. So war ein dreijähriger Maisanbau des öfteren zu verzeichnen.



Tab. 5-18: Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Merfeld

	Fläche [km²]	[%] der Gesamtfläche*	
Mais	0,97005	31,7	ackerbaulich
Gerste	0,48987	15,9	genutzte Fläche:
Weizen <sup>1</sup>	0,48142	15,7	72 %
Gras	0,21599	7,1	
Brache	0,04772	1,6	Getreidefläche:
			32 %
Weide	0,45891	15,0	
Wald	0,02765	0,9	
sonstige Fläche	0,37210	12,2	

\* (rundungsbedingt Summe = 100,1 %)

<sup>1</sup> einschl. Triticale und Roggen

Die Erhebung in Merfeld fiel wie schon in Nottuln recht umfangreich aus. Da die Schläge hier aber zumeist kleiner sind, wurden trotzdem nur 86 Hektar befragt. Aufgrund der Vielzahl der Befragungen ist die ermittelte Anwendungspraxis (Tab. 5-19) aber als signifikant für die Anwendungspraxis im Einzugsgebiet einzustufen.

Tab. 5-19: Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Merfeld

Fläche der Erhebung: 86,7 Hektar (23 Schläge)

	Fr/So88	Wi88/Fr89	Fr/So89	Wi89/Fr90	Fr/So90	Wi90/Fr91
Nutzung (ha)						
Getreide	22,2		39,0		34,8	
Mais	-		53,5		45,7	
Aufwandmenge in kg auf der Summe der Schläge (Anzahl der Schläge mit Anwendung)						
Atrazin	(39,5 (11))		-		-	
Terbuthylazin	-		32,6 (12)		22,2 (13)	
Chlortoluron		20,2 (7)		40,3 (9)		19,4 (6)
Isoproturon				10,6 (2)		20,0 (4)
Methabenzthiazuron	-		-		-	

\* zu wenige Angaben

Bei Zugrundelegung von 97 Hektar Mais und Wintergetreide entsprechend der Nutzungskartierung ergeben sich für die Wirkstoffe die folgenden Aufwandmengen (Tab. 5-20):

Tab. 5-20: Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Merfeld

	gemittelte Aufwandmenge: (kg/ha)				absolute Aufwandmenge: (kg / Einzugsgebiet)			
	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91
Terbuthylazin	0,62		0,49		60		48	
Chlortoluron		1,03		0,56		100		54
Isoproturon		0,27		0,58		26		56
Methabenzthiazuron		-		-		-		-

#### 5.2.2.4 Hochmoor

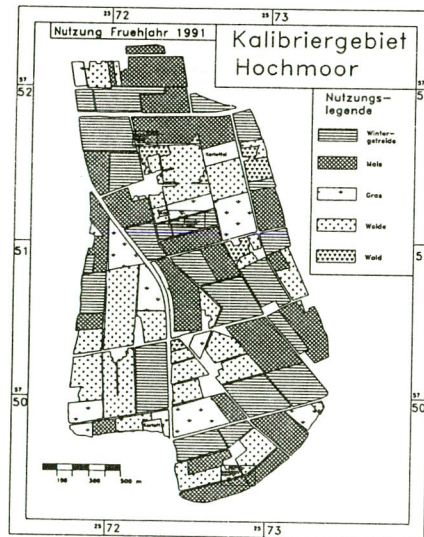


Abb. 5-42: Nutzung im Einzugsgebiet Hochmoor

Ebenso wie im Merfelder Gebiet ist im Bereich Hochmoor der Maisanbau dominierend. Da hier Dauergrünland einen Großteil der Fläche (Abb. 5-42) ausmacht, ist der Ackeranteil im Vergleich zu den anderen drei Untersuchungsgebieten am geringsten. Da Weizen und Roggen so gut wie nicht vertreten sind und Mais und Gerste (Tab. 5-21) stark dominieren, ist auch hier wie schon in Merfeld von einer eingeschränkten Fruchtfolge auszugehen, in die nur noch teilweise Grasanbau mit einbezogen ist.

Tab. 5-21: Nutzungsaufteilung im Einzugsgebiet Hochmoor

	Fläche [km²]	[%] der Gesamtfläche	
Mais	0,89916	26,4	ackerbaulich genutzte Fläche: 63 %
Gerste	0,76946	22,6	
Weizen <sup>1</sup>	0,06421	1,9	
Gras	0,37472	11,0	
Kartoffel	0,03642	1,1	Getreidefläche: 25 %
Weide	0,76589	22,5	
Wald	0,07440	2,2	
sonstige Fläche	0,41963	12,3	

<sup>1</sup> einschl. Triticale und Roggen

Wie auch bei den anderen befragten Gebieten ist im Bereich Hochmoor eine Umstellung auf Isoproturon und eine sinkende Tendenz bei der Anwendung der Summe von Harnstoffderivaten zu beobachten (Tab. 5-22).

Tab. 5-22: Herbizidanwendung nach der Erhebung im Einzugsgebiet Hochmoor

Fläche der Erhebung: 112,8 Hektar (23 Schläge)

	Fr/So88	Wi88/Fr89	Fr/So89	Wi89/Fr90	Fr/So90	Wi90/Fr91
Nutzung (ha)						
Getreide	53,8		51,8		45,5	
Mais	62,7		47		66,5	
Aufwandmenge in kg auf der Summe der Schläge (Anzahl der Schläge mit Anwendung)						
Atrazin	62,7 (12)		-		-	
Terbuthylazin	-		31,2 (10)		45,6 (12)	
Chlortoluron		100,5 (9)		69,3 (8)		19,0 (3)
Isoproturon	-			4,7 (1)		48 (6)
Methabenzthiazuron	-	-	-	-	-	-

Bei Zugrundelegung von 90 Hektar Mais und 84 Hektar Wintergetreide entsprechend der Nutzungskartierung ergeben sich für die Wirkstoffe die folgenden Aufwandmengen (Tab. 5-23):

Tab. 5-23: Abschätzung der absoluten Herbizidaufwandmengen im Gebiet Hochmoor

	gemittelte Aufwandmenge: (kg /ha)				absolute Aufwandmenge: (kg / Einzugsgebiet)			
	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91	Fr/So89	He89/Fr90	Fr/So90	He90/Fr91
Terbuthylazin	0,67		0,69		60		62	
Chlortoluron		1,34		0,42		113		35
Isoproturon		0,09		1,06		8		89
Methabenzthiazuron		-		-		-		-

### 5.2.3 Witterungsverlauf und Wasserhaushalt in den Kalibriergebieten

Der Niederschlagsverlauf war bis auf wenige Ausnahmen in allen vier Einzugsgebieten recht einheitlich. Stärkere Abweichungen waren nur in dem weiter südlich gelegenen Gebiet Südkirchen zu beobachten. So waren Gewitterregen mit hoher Ergiebigkeit und Intensität am 22. Juni und am 7. Juli 1989 nur dort zu verzeichnen. Andererseits fiel die Niederschlagssumme am 17./18. November 1990 mit ca. 40 mm in 24 Stunden in den anderen drei Gebieten deutlich höher aus als in Südkirchen (28 mm). Die Niederschlagssummen waren in etwa gleich, was auch der folgende Vergleich des Abflußjahres 1990 zeigt (Tab. 5-24):

Tab. 5-24: Vergleich der Niederschläge in den Kalibriergebieten im Abflußjahr 1990

	Wi.-Halbjahr (mm)	So.-Halbjahr (mm)	Abflußjahr 1990 (mm)
Nottuln	375	351	726
Südkirchen	372	331	703
Merfeld	387	341	728
Hochmoor	381	353	734

Unterschiede im generellen Abflußgeschehen und im Wasserhaushalt der Einzugsgebiete wurden somit nicht durch unterschiedliche Niederschläge verursacht, sondern sie spiegeln die unterschiedlichen morphologischen, hydrogeologischen und pedologischen Gebietsparameter wieder.

#### 5.2.3.1 Nottuln

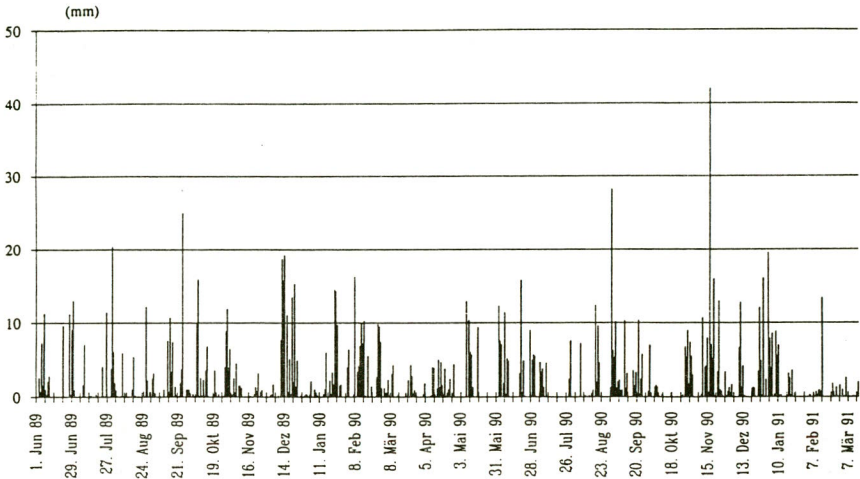
Das Einzugsgebiet in Nottuln wies, bedingt durch den hohen Niederschlag im November 1990, die höchsten Abflußschwankungen der vier Gebiete auf. Im Juni 1989 war, wie bei den übrigen Gebieten auch, schon bereits sehr früh ein sehr niedriger Abfluß gegenüber dem Juni 1990 festzustellen. Dieses ist auf das sehr trockene Frühjahr 1989 zurückzuführen. Wie aus Abbildung 5-43 zu ersehen ist, fiel der Vorfluter in beiden Jahren im Spätsommer trocken.

Das zeigt, daß das Einzugsgebiet ein sehr geringes Retentionsvermögen aufweist. Ersichtlich wird der geringe Rückhalt auch aus dem Verlauf der Ganglinie. Die Autokorrelation der Ganglinie für das Abflußjahr 1990 zeigt dementsprechend bereits nach 7 Tagen erstmalig ein Absinken des Korrelationskoeffizienten unter das Signifikanzniveau (vgl. Abb. 5-48).

Auch im Vergleich zu den anderen Gebieten ist das geringe Retentionsvermögen besonders in dem niederschlagslosen Zeitraum 17. Mai bis 1. Juni 1990 festzustellen. Damals sank der Abfluß von 8 l/s auf 0,2 l/s, also auf nur noch 2,5 % des Ausgangswertes.



### Niederschlag Nottuln



### Abfluß Nottuln

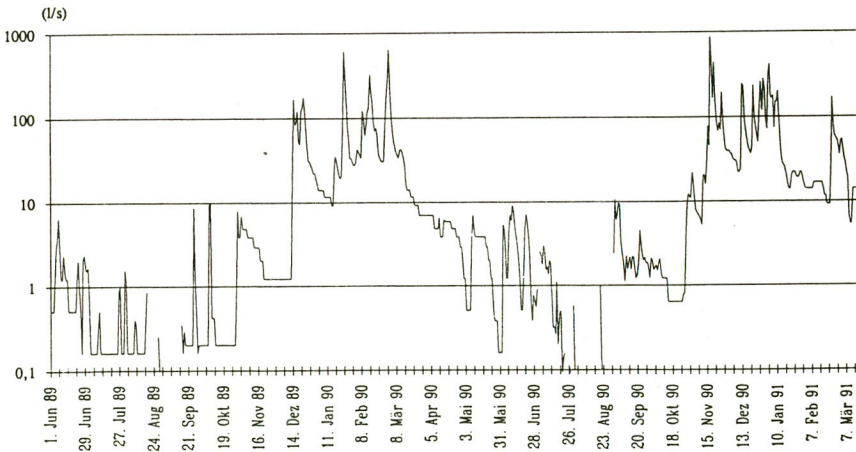


Abb. 5-43: Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Nottuln; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)

Die Tabelle 5-25 zeigt die auf das Einzugsgebiet umgerechneten Niederschlagsmengen sowie die Abflußmengen und -verhältnisse (nach "Empfehlung für die Auswertung der Meßergebnisse von kleinen hydrologischen Untersuchungsgebieten" ; IHP/OHP 1985). Das Abflußverhältnis  $a$  (Abfluß [ $\text{m}^3$ ] / Niederschlag [ $\text{m}^3/\text{Einzugsgebiet}$ ]) spiegelt den prozentualen Anteil der abgeflossenen Menge am jeweiligen Monatsniederschlag wieder. Gemäß der Wasserhaushaltsgleichung nach HÖLTING (1989, S.10)

$$N = A_o + V + (R-B)$$

$N$  = Niederschlag

$A_o$  = oberirdischer Abfluß

$V$  = Verdunstung

$R$  = Rücklage (Vergrößerung des Wasservorrates eines Gebietes für eine bestimmte Zeitspanne)

$B$  = Aufbrauch (Verkleinerung des Wasservorrates eines Gebietes für eine bestimmte Zeitspanne)

kann demnach das Verhältnis  $A_o/N$  etwa eins erreichen, wenn die Verdunstung und der Aufbrauch sehr gering bzw. gleich Null sind und die Rücklage ein Maximum erreicht hat. Unter Rücklage muß im Bereich von Nottuln aufgrund der geringen Grundwasserneubildung insbesondere auch die Auffüllung des jeweiligen Bodenwasservorrates verstanden werden. Diese Betrachtungsweise setzt allerdings voraus, daß kein nennenswerter Grundwasserabstrom ( $A_{gw}$ ) das Einzugsgebiet verläßt bzw. sich ein evtl. unterirdischer Ab- und Zustrom die Waage halten. Wie die Tabelle 5-25 zeigt, beträgt der Anteil des monatlichen Niederschlages, der in den Sommermonaten tatsächlich zum Abfluß kommt, weniger als 3 % (Abflußverhältnis: 0,03). Hierin sind auch geringe Mengen an Hofabwässern enthalten, die aber im wesentlichen aus eigenen Hausbrunnen und somit ebenfalls aus dem Einzugsgebiet stammen. In den Wintermonaten hingegen werden Abflußverhältnisse um 1,00 erreicht, d.h. die abgeflossene Menge entspricht zu etwa 100 % dem gefallenem Niederschlag im Einzugsgebiet. Das deutet ebenfalls auf ein äußerst geringes Retentionsvermögen des Einzugsgebietes, da solche hohen Abflußverhältniswerte nur erreicht werden können, wenn bei hoher Wassersättigung des Bodens und geringen Verdunstungsverlusten im Winter gespeichertes Bodenwasser durch Verdrängung des fallenden Niederschlages rasch abflußwirksam wird und/oder ein Anteil des Niederschlages direkt am Abfluß in Form von Oberflächenabfluß beteiligt ist.

Größere Werte als 1 werden in der Regel bei kleinen Einzugsgebieten mit geringer Retenzeigenschaft wie in diesem Fall nur dadurch hervorgerufen, daß am Ende des Vormonats hohe Niederschläge fallen, die durch den auslaufenden Ast der Hochwasserwelle im nächsten Monat eine insgesamt zu hohe Abflußsumme für einen direkten Vergleich hervorrufen. Das ist etwa im Monat März 1990 mit einem Wert von 2,07 der Fall (vgl. Tab. 5-25). Die konstant hohen Werte von ca. 1,1 in den Monaten Dezember 1990 bis Februar 1991 zeigen aber an, daß im Einzugsgebiet Nottuln die ermittelte Abflußmenge für das zugrundegelegte Einzugsgebiet von 2,66  $\text{km}^2$  insgesamt etwa 10 % zu hoch ausfällt. Abweichungen der Niederschlagsverteilung vom aufgezeichneten Niederschlag innerhalb des Einzugsgebietes sind statistisch verteilt und können für eine solche

tendenzielle Erhöhung nicht verantwortlich sein. Nach der Literaturo Auswertung bei STRUCKMEIER (1990, S.17) sind die Niederschlagsauswertungen je nach Meßstandort z.T. stark korrekturbedürftig, weil allgemein zu wenig gemessen wird. Da im Untersuchungszeitraum selbst zwischen den einzelnen aufgestellten Schreibern in den Kalibriergebieten die Abweichung unter 5 % blieb, kann die Aufstellung des Schreibers alleine hierfür nicht verantwortlich sein. Als eine vermutliche Ursache kommt die Unsicherheit bei der Extrapolation der Abflußkurve in den Hochwasserbereich hinein in Frage. Der evtl. Fehler bei der Extrapolation der Abflußkurven rührt daher, daß in Nottuln und Südkirchen direkte Abflußmessungen mit dem Flügel für die Eichkurve nur bis ca. 300 l/s durchgeführt werden konnten, die Abflüsse nach der Extrapolation der Wasserstände aber kurzzeitig bis 1000 l/s erreichen. Aber auch durch die zu geringe Festsetzung des Einzugsgebietes, durch die unsichere Festlegung der Wasserscheide im nordwestlichen Siedlungsbereich oder auch durch die evtl. abweichende Lage von Dränausläufen, kann es zu einem dauerhaft zu hohen Abflußverhältnis kommen. Das tatsächliche Einzugsgebiet könnte demgemäß maximal 10 % größer sein. Ohne daß zwischen diesen Ursachen weiter differenziert werden kann, bleibt hinsichtlich einer Fehlerabschätzung auch für den PSM-Austrag festzuhalten, daß für das Einzugsgebiet Nottuln die ermittelten Abflußmengen in der Winterhälfte etwa 10 % zu hoch ausfallen. Für den Gesamtabfluß ergibt sich mit 35 % (Abflußverhältnis 0,35) ein zu großer Wert; der tatsächliche Gesamtabfluß dürfte demnach für das Abflußjahr 1990 bei 31 bis 32 % vom Niederschlag im Einzugsgebiet liegen.

Tab. 5-25: Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Nottuln

Nottuln	Abfluß (m3)	Niederschlag (mm)	Niederschlag (m3/Einzugsgebiet)	Abflußverhältnis a
			AEo = 2,66 km2	
Jun 89	3725	72,8	193648	0,02
Jul 89	891	63	167580	0,01
Aug 89	531	58,6	155876	0,00
Sep 89	1258	72,3	192318	0,01
Okt 89	3704	76,4	203224	0,02
Nov 89	7218	26,5	70490	0,10
Dez 89	123319	119,1	316806	0,39
Jan 90	151562	61,3	163058	0,93
Feb 90	217217	105,4	280364	0,77
Mär 90	141373	25,7	68362	2,07
Apr 90	13295	37,3	99218	0,13
Mai 90	5965	45,8	121828	0,05
Jun 90	8068	95,2	253232	0,03
Jul 90	2307	33,3	88578	0,03
Aug 90	301	67,2	178752	0,00
Sep 90	8137	79,5	211470	0,04
Okt 90	5660	30	79800	0,07
Nov 90	217341	136,7	363622	0,60
Dez 90	215243	72,7	193382	1,11
Jan 91	211667	72,5	192850	1,10
Feb 91	68756	23,3	61978	1,11
Abflußjahr 1990	684422	726,3	1931958	0,35
Wi.-Halbjahr 90	653984	375,3	998298	0,66
So.-Halbjahr 90	30438	351	933660	0,03



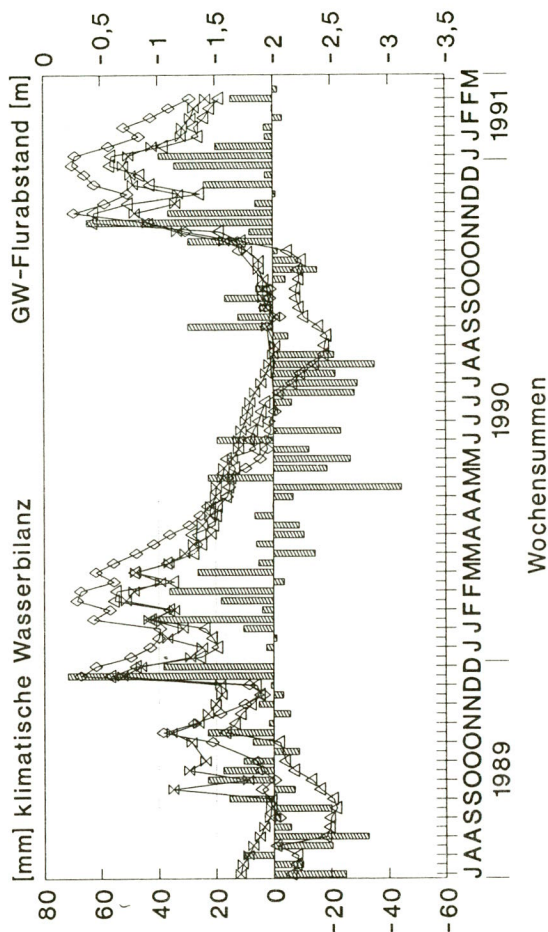
Von der Gesamtmenge, die das Einzugsgebiet im Abflußjahr 1990 verlassen hat, flossen mehr als 95 % in der Winterhälfte ab. In der Sommerhälfte wurden mehr als 96 % des Niederschlages für die reelle Evapotranspiration und am Ende des Zeitraumes für den Ausgleich eines Bodenwasserdefizits aufgebraucht.

Die Abbildung 5-44 gibt die wöchentliche klimatische Wasserbilanz und die Reaktion des Grund- bzw. Bodenwasserhaushaltes anhand der Veränderung des Grundwasserflurabstandes (Peilrohre P1 bis P3) auf den Schlägen F1 bis F3 in Nottuln wieder. Da im Rahmen dieser Untersuchungen keine aufwendigen meteorologischen Messungen zur Bestimmung der reellen Evapotranspiration durchgeführt wurden, wurde die Größenordnung der klimatischen Wasserbilanz aus der Niederschlagssumme und der potentiellen Verdunstung wie folgt abgeschätzt:

Für die potentielle Evapotranspiration wurde jeweils die Wochensumme der Tageswerte zugrundegelegt, wie sie der Deutsche Wetterdienst anhand der Berechnung nach HAUDE einschließlich der empirischen Korrekturfaktoren für die jeweiligen Kulturen Mais und Winterweizen für die zentral gelegene Niederschlagsstation Lüdinghausen aus Temperatur und Sättigungsdampfdruck der Luft errechnet hat. Obwohl der Windterm fehlt, hat sich diese Formel nach SCHRÖDTER (1985) trotzdem außerordentlich gut bewährt und dürfte die empfehlenswerteste unter den Formeln dieser einfachen Art darstellen, wenn es darum geht, sich aus wenigen Klimadaten auf einfache Art und Weise einen raschen Überblick über die mögliche Verdunstung zu verschaffen. Hinsichtlich der jeweiligen Korrekturfaktoren für die einzelnen Kulturen ist nach SCHRÖDTER (1985) festzuhalten, daß die Berücksichtigung der unterschiedlichen Vegetationszeiten der einzelnen Kulturen durchaus von Vorteil ist. Für den potentiellen Evapotranspirationsverlauf über den Beobachtungszeitraum wurde jeweils die Fruchtfolge des Schlates zugrundegelegt, für den Schlag F2 in Nottuln also Mais, Weizen und stellvertretend für Gerste im Winter 1990 nochmals Weizen. Dargestellt wurde in den Abbildungen der Einzelschläge die klimatische Wasserbilanz, ermittelt aus dem im Einzugsgebiet gefallenem Niederschlag und der w.o. aufgeführt ermittelten potentiellen Evapotranspiration. Die jeweilige Wochensumme wurde in der Abbildung 5-44, wie auch bei den übrigen Schlägen, jeweils den am Wochenende ermittelten Schwankungen des Grundwasserflurabstandes gegenübergestellt (jede zweite Woche durch Monatskürzel gekennzeichnet). Die Abbildung 5-44 zeigt, daß sich eine wöchentliche positive Wasserbilanz unmittelbar auch in der Reaktion der Grundwasserbeobachter widerspiegelt. Auch in der jeweiligen Sommerhälfte macht sich eine positive wöchentliche Wasserbilanz in der Ganglinie der Beobachter durch einen Anstieg oder zumindest durch eine Verflachung des Abfalls der Ganglinie bemerkbar. Besonders auffällig ist der schnelle Anstieg um bis zu anderthalb Meter innerhalb einer Woche Mitte Dezember 1989 nach heftigen Regenfällen. Dieses ist mit einer gesättigten Wasserleitfähigkeit für das Bodenprofil bis in 1 m Tiefe von 6,1 bis 8,2 cm/d nicht hinreichend zu erklären. Eine Erklärungsmöglichkeit hierfür wird in Kapitel 5.2.4.5 diskutiert.



# Nottuln F2



Fruchtfolge Mais/Weizen/Gerste

Abb. 5-44: Klimatische Wasserbilanz und Grundwasserflurabstände auf dem Schlag F2 in Nottuln

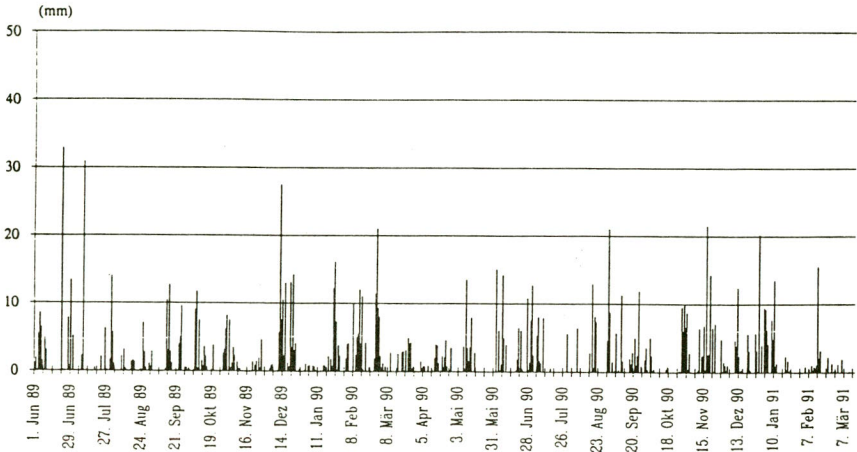
In jedem Fall war eine unmittelbare Reaktion der Beobachter auf Niederschläge auf diesem nicht dränierten Schlag festzustellen. Das gleiche gilt auch für die beiden anderen dränierten Schläge in Nottuln. Während die Beobachter auf dem Schlag F1 ähnlich wie die auf dem nicht dränierten Schlag F2 reagieren, ist die Reaktion auf dem Schlag F3 gedämpfter und auch der Stauwasserhöchststand wurde hier nur einmal (Januar 1991) bis nahe in den Oberboden registriert. Daß hier keine noch geringeren Flurabstände während der Messungen beobachtet wurden, dürfte an der besseren Entwässerung durch die neuere Dränierung im Zusammenhang mit der nur wöchentlichen Ablesung liegen. Der wirkliche Wasserstand in engeren Porensystemen dürfte auf den Schlägen F1 und F2 zeitweise bis in den Oberboden reichen, da nach ARMSTRONG (1983) durch die Pegelmessungen nur ein Grundwasserstand für das Makroporensystem bestimmt wird, welches in Verbindung mit dem Bohrloch steht. Gegenüber dem Makro- oder wie in diesem Fall überwiegenden Grobporensystem steigt das Wasser entsprechend dem Kapillargesetz in engen Poren nach KUNTZE et al. (1988) bis 30 cm über den freien Wasserspiegel und höher.

### 5.2.3.2 Südkirchen

Wegen der fast vergleichbaren hydrogeologischen Voraussetzungen der beiden Einzugsgebiete verlief das Abflußgeschehen sehr ähnlich wie im Einzugsgebiet von Nottuln. Aufgrund der geringeren Geschiebelehmlüberdeckung, der höheren Klüftigkeit der Mergelkalke und des höheren Waldanteils ist die Retentionseigenschaft dieses Einzugsgebietes geringfügig größer als in Nottuln. So fiel der Vorfluter nicht trocken, wenngleich die Schüttung im Hoch- und Spätsommer mit 0,2 bis 0,3 l/s äußerst gering wurde (Abb. 5-45). Auch in dem niederschlagslosen Zeitraum 17. - 31. Mai 1990 fiel die Schüttung des Vorfluters nicht unter 10 % der Ausgangswertes. Wie in Nottuln zeigen die Werte von nahe 1 für das Abflußverhältnis in Tabelle 5-26 im Dezember 1990 und Januar 1991, daß fast der gesamte Niederschlag direkt oder indirekt über verdrängtes Boden- oder Grundwasser abflußwirksam wird. Das dürfte überwiegend, wie in Nottuln, auf die hohen Niederschläge im November zurückzuführen sein, die bereits zu einer fast vollständigen Bodenwassersättigung geführt haben. Demgegenüber wurden im Winter 1989 und Frühjahr 1991 Abflußverhältnisse von max. 0,82 erreicht. Das zeigt, daß - wie in Nottuln ein Jahr zuvor - jeweils ein Teil des Niederschlages auch noch in den Wintermonaten zumindest zeitweise zur Auffüllung des Bodenwasservorrats gedient hat.

Der Autokorrelationskoeffizient der Ganglinie im Abflußjahr 1990 fällt bereits nach einer Verschiebung von sechs Tagen unter das Signifikanzniveau. Die Höhe der Autokorrelationskoeffizienten von Südkirchen und Nottuln in Abbildung 5-48 weist einen fast identischen Verlauf auf und zeigt somit hinsichtlich des Retentionsvermögens identische Verhältnisse an.

### Niederschlag Südkirchen



### Abfluß Südkirchen

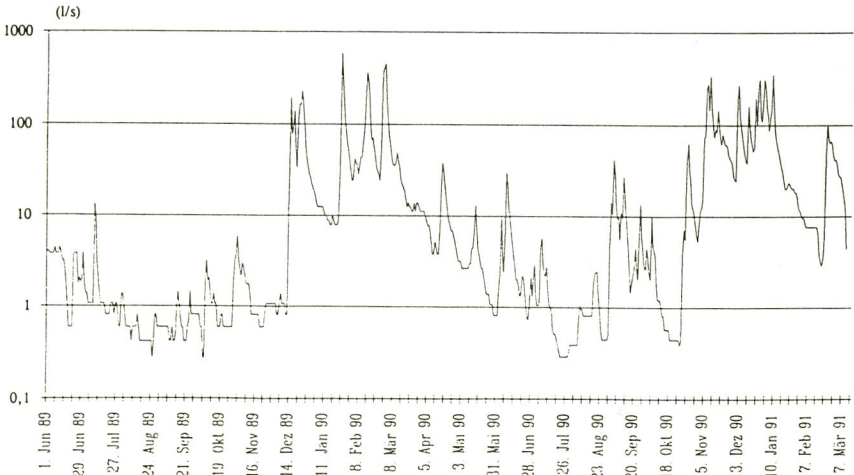


Abb. 5-45: Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Südkirchen; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)

Tab. 5-26: Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Südkirchen

Südkirchen	Abfluß (m3)	Niederschlag (mm)	Niederschlag (m3/Einzugsgebiet) AEo = 3,75 km2	Abflußverhältnis a
Jun 89	7156	87,9	329625	0,02
Jul 89	5218	63,2	237000	0,02
Aug 89	1557	29,5	110625	0,01
Sep 89	1768	53,3	199875	0,01
Okt 89	2797	61,7	231375	0,01
Nov 89	4106	28,0	105000	0,04
Dez 89	154999	109,4	410250	0,38
Jan 90	147897	53,9	202125	0,73
Feb 90	245143	108,7	407625	0,60
Mär 90	129769	42,0	157500	0,82
Apr 90	25341	30,2	113250	0,22
Mai 90	8262	37,0	138750	0,06
Jun 90	12081	80,2	300750	0,04
Jul 90	3332	45,4	170250	0,02
Aug 90	2678	63,7	238875	0,01
Sep 90	24237	62,7	235125	0,10
Okt 90	5251	42,1	157875	0,03
Nov 90	205069	90,9	340875	0,60
Dez 90	255069	70,5	264375	0,96
Jan 91	227485	62,1	232875	0,98
Feb 91	52592	30,0	112500	0,47
Abflußjahr 1990	763096	703,3	2637375	0,29
Wi.-Halbjahr 90	707255	372,2	1395750	0,51
So.-Halbjahr 90	55841	331,1	1241625	0,04

Die Grundwasserganglinien der Beobachter auf den Schlägen in Südkirchen mit der jeweiligen, wie weiter oben ausgeführt, abgeschätzten potentiellen klimatischen Wasserbilanz auf dem Schlag zeigen folgende Besonderheiten (vgl. MÜLLER-WEGENER et al. 1992): Auf dem Schlag F1, am Fuß eines langen Abhanges gelegen, wurde schon beim Setzen der Beobachter am Peilrohr 3 ein Ansteigen des Wasserstandes während der Bohrung beobachtet. Obwohl dieser Beobachter die gleiche Tiefe von 3 m wie die anderen beiden aufwies, erschloß er anscheinend einen deutlich gespannten, jedoch nur lokalen Aquiferbereich (Kluft), was neben dem ausgeglicheneren Verlauf der Ganglinie auch der artesische Überlauf Ende Dezember 1990 zeigt. Auf dem 1984 dränierten Schlag F2 war der Verlauf der Schwankungen des Grundwasserstandes in den Peilrohren sehr einheitlich. Der Wasserspiegel stieg, im Gegensatz zum Schlag F1, in keinem der Peilrohre auf mehr als 70 cm unter Flur. Der Schlag F3 ist aufgrund seiner Tallage insgesamt die geringsten Schwankungen des Grundwasserspiegels auf. Im Vergleich zu Nottuln wurden im Südkirchener Gebiet wegen der jeweiligen morphologischen Voraussetzungen somit recht unterschiedliche hydraulische Verhältnisse angetroffen.



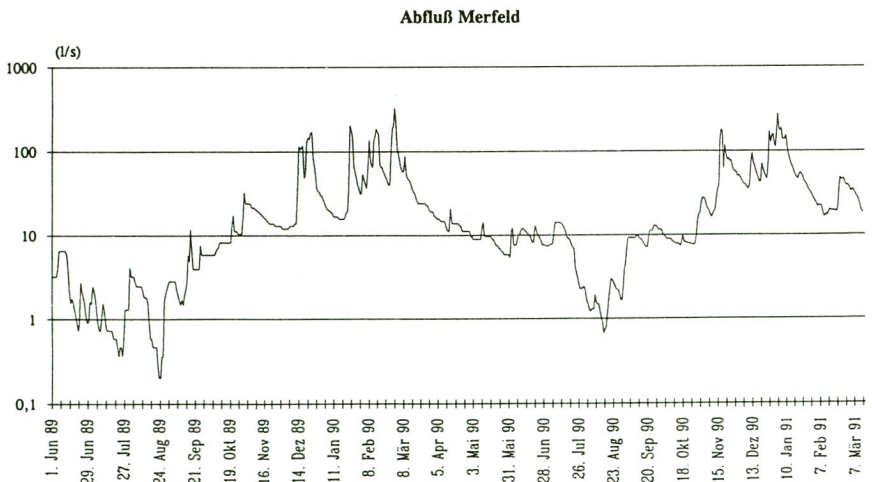
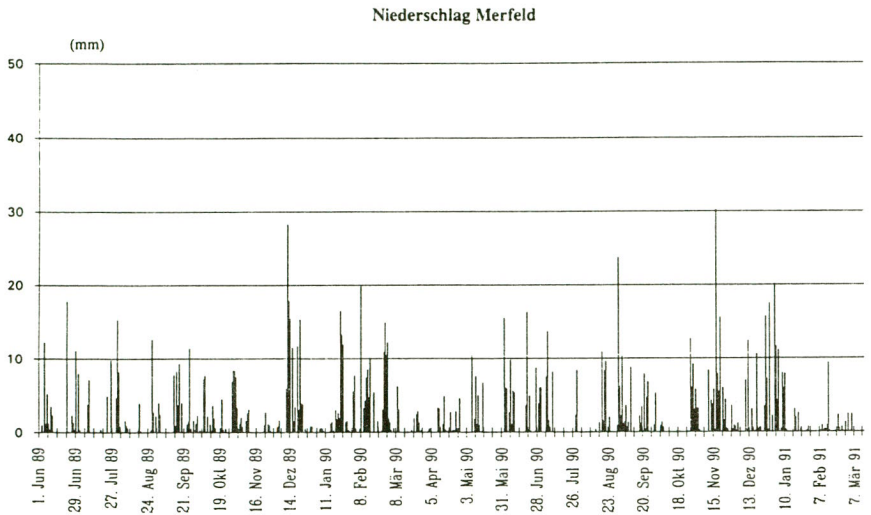
### 5.2.3.3 Merfeld

Der Abflußverlauf in Merfeld ist insgesamt deutlich ausgeglichener als in Nottuln oder Südkirchen. So zeigt die Abbildung 5-46 nur selten Abflußspitzen über 300 l/s im Tagesmittel. Aber auch die stündlichen Abflußspitzen erreichen nur max. 400 l/s, gegenüber 800 - 900 l/s in Südkirchen oder Nottuln. Im Sommer lag der Abfluß zumeist über 1 l/s. Nur bei entsprechend niedrigem Grundwasserstand Ende August 1989 (vgl. MÜLLER-WEGENER et al. 1992) wurden auch hier sehr geringe Abflüsse registriert. Am Ende des niederschlagslosen Zeitraumes vom 17. - 30. Mai betrug der Abfluß noch mehr als 50 % des Ausgangswertes. Insgesamt zeigt sich das deutlich höhere Retentionsvermögen des Einzugsgebietes auch anhand des Abflußverhältnisses von 0,12 für das Sommerhalbjahr 1990 (Tab. 5-27) und insbesondere auch anhand des Verlaufes der Höhe des Autokorrelationskoeffizienten (Abb. 5-48), der erstmalig nach 21 Tagen unter die Signifikanzgrenze fällt.

Tab. 5-27: Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Merfeld

Merfeld	Abfluß (m3)	Niederschlag (mm)	Niederschlag (m3/Einzugsgebiet) AEo = 3,06 km2	Abflußverhältnis a
Jun 89	7807	60,0	183600	0,04
Jul 89	2930	54,5	166770	0,02
Aug 89	4344	34,4	105264	0,04
Sep 89	10483	58,0	177480	0,06
Okt 89	27358	62,2	190332	0,14
Nov 89	44635	21,2	64872	0,69
Dez 89	158733	127,1	388926	0,41
Jan 90	108424	59,0	180540	0,60
Feb 90	210253	118,8	363528	0,58
Mär 90	150529	34,8	106488	1,41
Apr 90	35883	26,4	80784	0,44
Mai 90	22715	33,7	103122	0,22
Jun 90	24732	96,1	294066	0,08
Jul 90	21875	48,5	148410	0,15
Aug 90	4457	58,9	180234	0,02
Sep 90	24222	68,9	210834	0,11
Okt 90	24126	34,5	105570	0,23
Nov 90	145784	111,4	340884	0,43
Dez 90	185519	85,9	262854	0,71
Jan 91	245454	78,7	240822	1,02
Feb 91	65281	17,9	54774	1,19
Abflußjahr 1990	830584	727,9	2227374	0,37
Wi.-Halbjahr 90	708457	387,3	1185139	0,60
So.-Halbjahr 90	122127	340,6	1042236	0,12

An dem gegenüber den anderen Gebieten bereits ab September wieder deutlich zunehmenden Abflußverhältnis wird erkennbar, daß der Abfluß nicht so dominierend vom Niederschlagsverlauf abhängt.



**Abb. 5-46: Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Merfeld; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)**

Gegenüber den anderen Gebieten wird er auch durch die am Ende der Vegetationsperiode stark abnehmende Evapotranspiration geprägt und durch die damit verbundene höhere Effektivität der Niederschläge hinsichtlich einer Grundwasserneubildung. Aber auch die direkten Verdunstungsverluste aus dem zum Teil hoch anstehenden Grundwasser nehmen naturgemäß am Ende der Vegetationsperiode deutlich ab. Wie in Kapitel 5.2.4.7 anhand der Leitfähigkeitsschwankungen gezeigt wird, entstammt der weitaus überwiegende Anteil des Abflusses in Merfeld dem Grundwasser. Das deuten auch die Verläufe der Grundwasserganglinien der Schläge F1 bis F3 in Merfeld an, die in ihrem Verlauf in etwa der Basislinie des Abflusses entsprechen. Nur die einzelnen Abflussspitzen werden in der Grundwasserganglinie aufgrund der nur wöchentlichen Messung nicht wiedergegeben bzw. sind auf andere Ursachen zurückzuführen. Wegen der insgesamt homogenen hydrogeologischen Verhältnisse der Niederterrasse weisen die Beobachter im Einzugsgebiet eine fast vollständige Übereinstimmung auf, wobei der südlichste Schlag (F1) entsprechend auch dem geringen Flurabstand die geringsten Schwankungen zeigt.

Der gegenüber dem Grundwasserstand starke Abfall des Abflusses von Juli bis September kann auf zwei Ursachen zurückgeführt werden. Zum einen ist wegen der geringen Fließgeschwindigkeit und des niedrigen Abflusses die Verkrautung sehr groß, wodurch insgesamt die Verdunstungsverluste direkt aus den Gewässern größer werden. Zum anderen repräsentiert die anhand der oberirdischen Gewässer, zumeist Gräben, festgelegte Wasserscheide nur das oberirdische Einzugsgebiet. Wie aus der GW-Gleichenkarte L4108 Coesfeld (LWA 1978) ersichtlich wird, erstreckt sich das oberirdische Einzugsgebiet in Merfeld zwar entlang der Hauptfließrichtung des Grundwassers. Aus der gleichen Karte geht aber auch hervor, daß sich im Oberstrom nördlich des Einzugsgebietes bei Merode und östlich davon die GW-Gleichen scharen. In diesem Bereich geht nach der geologischen Kartierung (GLA 1987) das obere freie Grundwasserstockwerk von der Niederterrasse in die Fazies der Halterner Sande mit einer zum Teil kleinräumigen Bedeckung durch Geschiebelehm über. Nach HÖLTING (1989) bedeutet ein somit hier vorliegendes höheres Grundwassergefälle (entsprechend dem DARCYschen GESETZ) aber auch eine geringere Durchlässigkeit. Somit muß insgesamt von einem Einzugsgebietsdefizit in Form eines Grundwasserabstroms ( $A_{gw}$ ) ausgegangen werden, der an der Meßstelle im Vorfluter (Vennesbach) nicht erfaßt wird, da ein unterirdischer Grundwasserabstrom nicht durch einen entsprechenden unterirdischen Zufluß aus dem Oberstrom ausgeglichen wird. Den Begriff  $A_{gw}$ , der nicht in die DIN 4049 aufgenommen wurde, definiert HÖLTING (1989, S.56) wie folgt: " Das aus einem oberirdischen, durch eine Abflußmeßstelle kontrollierten Einzugsgebiet in ein außerhalb liegendes, also anderes unterirdisches Einzugsgebiet ab- (oder zu-) strömende (Grund-) Wasser wird als Grundwasserabstrom (oder -zustrom,  $A_{gw}$ ) bezeichnet". Bezogen auf das oberirdische Einzugsgebiet läßt sich die Größenordnung des nicht erfaßten Grundwasserabstroms, der im wesentlichen dem südlich gelegenen Kannebrocksbach zufließen dürfte, für die Winterhälfte in etwa wie folgt abschätzen: geht man von der Annahme aus, daß im Dezember 1989 bzw. im November 1990 aufgrund der hohen Niederschläge eine hohe

Wassersättigung im Boden vorliegt und die Verdunstungsverluste aufgrund der geringen Vegetation und den niedrigen Temperaturen vernachlässigbar sind, so muß die Differenz zwischen dem Abfluß und dem gefallenem Niederschlag dem Grundwasserabstrom plus einer Vorratsänderung des Bodenwassergehaltes entsprechen. Für die jeweils anschließenden drei Monate ergab sich, daß im Mittel nur 72 % (Dezember 1989) bzw. 89 % (November 1990) der gefallenem Niederschlagssumme im Vorfluter wieder abgefließen sind. Im Winter dürfte demnach der nicht erfaßte Grundwasserabstrom maximal 28 % der Abflußmenge bei insgesamt niedrigem Grundwasserstand und maximal 10 % der Abflußmenge bei höherem Grundwasserstand betragen. Im Sommer wird der  $A_{gw}$  aber prozentual höher ausfallen. Für die Bilanzierung des Herbizidaustrages aus einem kleinen Einzugsgebiet ist ein nicht erfaßter größerer Grundwasserabstrom allerdings nur von Bedeutung, wenn auch nennenswerte Herbizidgehalte in diesen tieferen Grundwässern vorliegen. Letzteres ist, wie bereits in Kapitel 4.1.1 ausgeführt wurde und in Kapitel 5.2.4.5 generell für das Grundwasser in Merfeld gezeigt wird, nicht der Fall. Ein Grundwasserabstrom beeinflusst somit auch nicht die absolute PSM-Frachtrate der Hauptvorfluter. Er macht sich aber positiv bemerkbar, da evtl. höhere PSM-Konzentrationen in den Hauptvorflutern (Mühlenbach und Heubach), die aus anderen Quellen stammen, somit einer weiteren Verdünnung durch den zufließenden Grundwasserabstrom aus den weiter entfernt gelegenen, kleineren Einzugsgebieten unterliegen.

#### 5.2.3.4 Hochmoor

Der Abflußverlauf im Gebiet von Hochmoor (Abb. 5-47) zeigt eine vergleichbare Abhängigkeit vom Witterungsverlauf wie in Merfeld. Gegenüber Merfeld fiel der Vorfluter allerdings in beiden Sommerhälften über längere Zeiträume trocken. Hierin und an dem ausgeprägten Jahresverlauf der Schüttung zeigt sich die gute Speicherfähigkeit des kultivierten Hochmoores für die Niederschläge. In der niederschlagslosen Zeit vom 17. - 31. Mai 1990 fiel die Schüttung zum Vergleich bereits wieder auf nur noch 20 % des Ausgangswertes. Hingegen zeigt sich die Speicherfähigkeit und damit die Dämpfung auch von Abflußspitzen in dem ausgeglichensten Verlauf des Autokorrelationskoeffizienten in Abbildung 5-48.

Die Tabelle 5-28 zeigt, daß in der Winterhälfte des Abflußjahres 1990 nur 41 % des Niederschlagsvolumens abgefließen sind. Da das Gebiet von Hochmoor auf einer großräumigen Wasserscheide liegt und nur ein äußerst geringes Grundwassergefälle aufweist (LWA 1978) sowie teilweise von undurchlässigem Geschiebelehm unterlagert wird (GLA 1975b), ist dieses Defizit nur zu einem Teil auf einen Grundwasserabstrom zurückzuführen. Zum andern Teil beruht das Defizit auf der hohen Speicherfähigkeit der Moorkultur für Niederschläge im Dezember und Januar nach der starken Austrocknung aufgrund des sehr trockenen Sommers und Herbstes. Entsprechend hoch waren auch bis Anfang Dezember 1989 die Grundwasserflurabstände auf den drei untersuchten Schlägen. Im

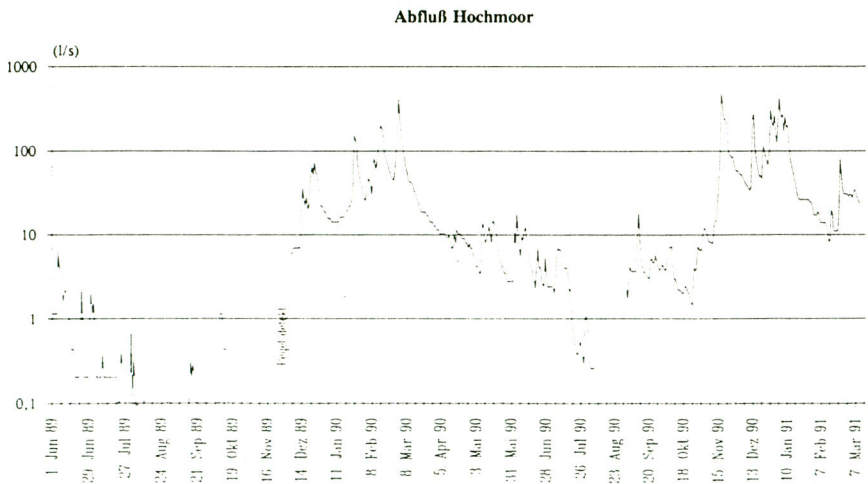
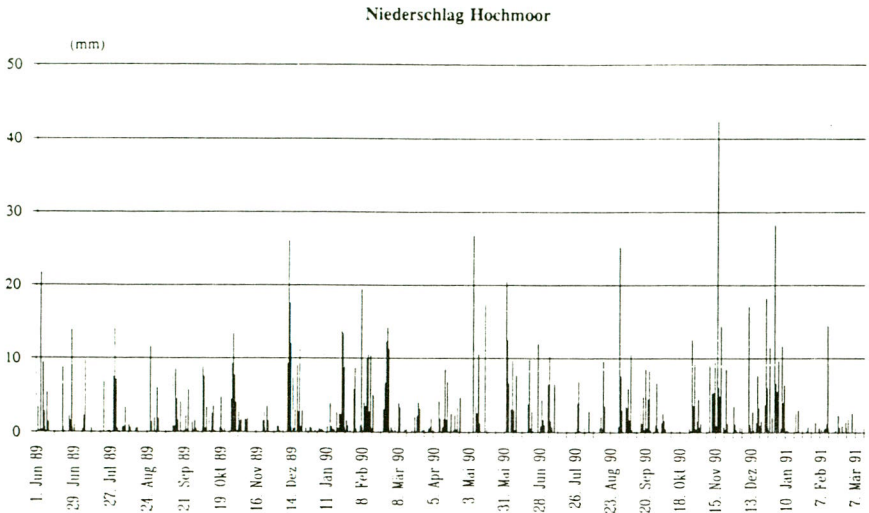


Jahr 1990 sind die Flurabstände des Grundwasserspiegels bereits im September deutlich niedriger.

Tab. 5-28: Niederschlags- und Abflußmengen sowie Abflußverhältnisse für die einzelnen Monate im Untersuchungszeitraum und für das Abflußjahr 1990 in Hochmoor

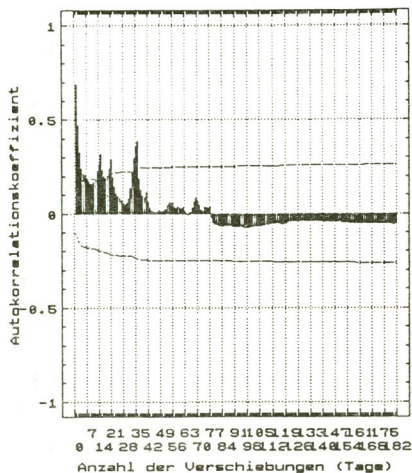
Hochmoor	Abfluß (m3)	Niederschlag (mm)	Niederschlag (m3/Einzugsgebiet) AEo = 3,40 km2	Abflußverhältnis a
Jun 89	3453	71,3	242420	0,01
Jul 89	652	42,6	144840	0,00
Aug 89	124	30,1	102340	0,00
Sep 89	115	47,2	160480	0,00
Okt 89	1761	70,3	239020	0,01
Nov 89	Pegel defekt	25,4	86360	?
Dez 89	64381	106,4	361760	0,18
Jan 90	89742	55,5	188700	0,48
Feb 90	191566	118,0	401200	0,48
Mär 90	158039	33,3	113220	1,40
Apr 90	23644	42,7	145180	0,16
Mai 90	18839	62,1	211140	0,09
Jun 90	15672	97,8	332520	0,05
Jul 90	6723	39,2	133280	0,05
Aug 90	171	45,2	153680	0,00
Sep 90	12403	75,1	255340	0,05
Okt 90	9945	33,5	113900	0,09
Nov 90	219586	120,3	409020	0,54
Dez 90	274374	80,3	273020	1,00
Jan 91	283861	80,1	272340	1,04
Feb 91	50945	25,1	85340	0,60
Abflußjahr 1990	592625	734,2	2496280	0,24
Wi.-H.Jahr 90	528872	381,3	1296420	0,41
So.-H.Jahr 90	63753	352,9	1199860	0,05
	Schätzwert für November:1500			

Die starken Niederschläge im November 1990 führten anscheinend zu einer fast vollständigen Wassersättigung, wie auch die zeitweise oberflächige Vernässung in Form von Standwasser auf den Schlägen zeigte. In den beiden darauffolgenden Monaten wurden bei gleichbleibend hohem Abfluß im Vorfluter deshalb auch Abflußverhältnisse von 1 erreicht, die gleichzeitig bestätigen, daß die Größe des Einzugsgebietes trotz der nur ungefähr festzulegenden oberirdischen Wasserscheide (vgl. Kap. 4.2.2) richtig gewählt wurde.

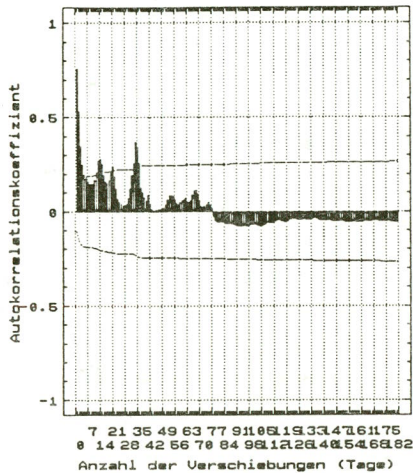


**Abb. 5-47: Niederschlags- und Abflußverlauf im Untersuchungszeitraum im Kalibriergebiet Hochmoor; (Abfluß angegeben im Tagesmittel)**

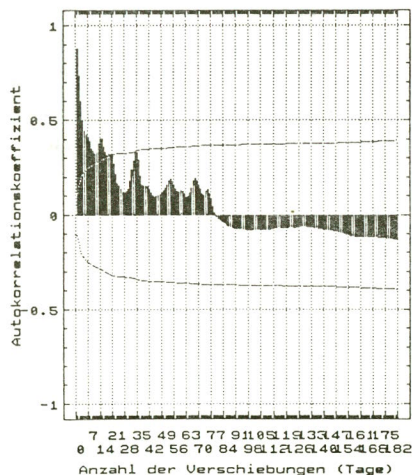
Autokorrelation Abfluss Nottun  
Abflussjahr 1990



Autokorrelation Abfluss Suedkirchen  
Abflussjahr 1990



Autokorrelation Abfluss Merfeld  
Abflussjahr 1990



Autokorrelation Abfluss Hochmoor  
Abflussjahr 1990

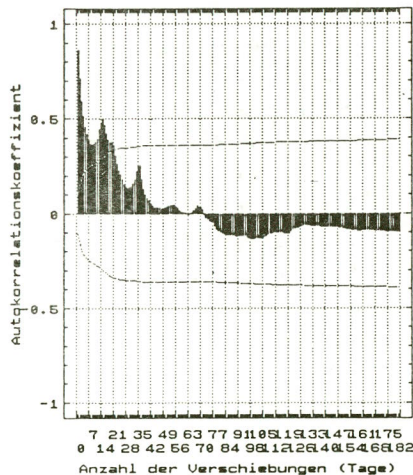


Abb. 5-48: Autokorrelationskoeffizienten der Abflüsse aus den vier Kalibriergebieten im Abflussjahr 1990

## 5.2.4 Herbizid-Eintragspfade in die Vorfluter und Herbizidausträge an den Gebietsauslässen

### 5.2.4.1 Herbizideinträge mit dem Niederschlag

Während und nachdem Triazine und Phenylharnstoffe auf den Boden bzw. auf Pflanzen aufgebracht werden bzw. aufgebracht wurden, können sie, wie zahlreiche PSM-Befunde im Niederschlag zeigen, in die Atmosphäre gelangen und daraus später auch wieder mit dem Niederschlag ausgewaschen werden. Nach NEURURER & WOMASTEK (1991) sind die wesentlichen Wege, auf denen der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Luft erfolgt, die Direktabtrift während der Applikation, Verdunstungsabtrift, Thermikabtrift, Verdunstung von sekundären Depositoberflächen, Verfrachtung von an Staubteilchen adsorbierten Wirkstoffen durch den Wind sowie direkter Eintrag bei der Herstellung und Formulierung der Pflanzenschutzmittel. Während des Aufenthaltes in der Atmosphäre können die Wirkstoffe einem weiteren Abbau etwa durch Photolyse unterliegen. Die Höhe der aktuellen PSM-Verdunstung von Oberflächen ist neben dem Dampfdruck des eingesetzten Wirkstoffes von den Klimabedingungen und Bodeneigenschaften abhängig (KEARNEY et al. 1964).

Nach BOEHNCKE et al. (1989) spielt der Dampfdruck der Wirkstoffe nur in den ersten drei bis sechs Stunden nach Applikation eine Rolle. Im weiteren Verlauf treten dann zunehmend Substrateigenschaften der Oberfläche, auf die die Wirkstoffe aufgebracht werden, in den Vordergrund. Oberhalb dieser Oberfläche kommt es allerdings mit der Atmosphäre nicht zu einem Gleichgewichtszustand im Rahmen etwa einer Grenzschicht, da ein wichtiges Kriterium die Luftaustauschrate ist, die in diesem Fall als unendliche Senke aufgefaßt werden kann.

MAAS et al. (1988) kommt bei Laborversuchen mit praxisüblicher Aufwandmenge für Methabenzthiazuron, Isoproturon und Chlortoluron auf Verdunstungsverluste (Volatilisation) von 5 - 10 % bei einer Wasserkapazität des Bodens von 60 %. In Feldversuchen für Atrazin und Simazin ermittelten BOEHNCKE et al. (1989) für die s-Triazine sehr hohe Verdunstungsverluste. Diese wurden auf der Basis der Wiederfindung der aufgetragenen gegenüber der analytisch wieder erfaßbaren Menge kalkuliert. Für eine Parabraunerde (Anteile der Kornfraktion: Ton: 4,6 %, Schluff: 42,8 %, Sandgehalt: 52,6 %) und einem  $C_{org}$ -Gehalt von 1,06 % wurden in diesen Versuchen, korrigiert auf eine praxisübliche Aufwandmenge (ca. 1,5 kg/ha nach BBA 1986), Verdunstungsverluste von 0,56 kg/ha für Atrazin und 0,4 kg/ha für Simazin während der ersten 24 Stunden ermittelt.

BOEHNCKE et al. (1989, S.105) stellen aufgrund einer Literatúrauswertung hinsichtlich der generellen Kriterien für die Höhe der PSM-Verdunstung vom Boden fest:

- "Die Verdunstungsrate der Wirkstoffe steigt mit steigendem Sandgehalt der Böden entsprechend der sinkenden Adsorptionskapazität;
- Das Ausmaß der Verflüchtigung ist um so größer, je höher der Wassergehalt des verwendeten Bodens ist".

Von Blattoberflächen werden im allgemeinen noch höhere Verdunstungsverluste beobachtet. BURT



(1974) ermittelte für Atrazin auf getrockneten Pflanzenteilen bis zu 63 %, auf getrocknetem Blattmaterial 18 - 27 % und auf dem Boden bis zu 11 %. Die Verdunstung von Blattoberflächen ist, bezogen auf die Anwendung im Einzugsgebiet, im wesentlichen nur für Terbutylazin relevant, da es zum Teil recht spät, noch nach dem 4-5 Blatt-Stadium im Mais eingesetzt wurde. Zu diesem Zeitpunkt stehen die Blätter somit als Verdunstungs Oberfläche nach der Spritzung zur Verfügung. Für die Phenylharnstoffe dürfte aufgrund des mittlerweile weitestgehenden Einsatzes im Herbst die Verdunstung von Blattoberflächen aufgrund des sehr geringen Bedeckungsgrades nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Konzentrationen, die in den Depositionsmessungen (die Trichter waren zwischen den Probenahmen nicht abgedeckt) ermittelt wurden, sind in Abbildung 5-49 wiedergegeben. Der angegebene Tag der Probenahme in der Abbildung kennzeichnet jeweils das Ende des Zeitraums, von dem der Niederschlag als Mischprobe gesammelt und analysiert wurde. Bei Depositionsmessungen kann nicht unterschieden werden, ob neben den PSM-Anteilen der nassen Deposition (Niederschlag) auch PSM-Anteile durch die trockene Deposition (PSM, die an Staubpartikel gebunden sind) in die Auffangtrichter eingetragen wurden, da diese zwischen den Niederschlägen nicht abgedeckt waren. Insbesondere die hohen Konzentrationen in Merfeld sind wahrscheinlich aufgrund der unmittelbaren Nähe zu einer mit den entsprechenden PSM behandelten Fläche auf Staubpartikeleinträge durch Winderosion zurückzuführen.

Generell liegen die Konzentrationen der Triazine in der gleichen Größenordnung, wie sie auch von anderen Autoren beobachtet wurden (HURLE et al. 1987, ELLING et al. 1987, KURZ 1989, NEURURER & WOMASTEK 1989).

Die höheren bzw. länger anhaltenden Konzentrationen traten auch während der Untersuchungen bei den Triazinen auf. Auffällig ist, daß Atrazin und Desethylatrazin im ersten Jahr, trotz Anwendungsverbot im Einzugsgebiet, noch höhere Gehalte als Terbutylazin in der Deposition aufweisen. In Merfeld kann dieses Ergebnis, wie die Bodenproben zeigen, durch höhere Restgehalte im Oberboden und durch überwiegenden Eintrag von PSM mit Staubpartikeln erklärt werden. Es kann aber auch auf der intensiveren Anwendung von Triazinen aufgrund der höheren Fruchtfolge von Mais in diesem Gebiet beruhen. In den übrigen Gebieten erscheint ein Eintrag mit Staubpartikeln aufgrund der Entfernung zu den Schlägen als unwahrscheinlich. Nach RICHARDS et al. (1987) bestehen enge Beziehungen zwischen der PSM-Anwendung und den gefundenen Konzentrationen im Niederschlag. Nach KURZ (1989) werden allerdings ähnlich hohe Konzentrationen auch in Waldgebieten gemessen. Da nach BOEHNCKE et al. (1989) die Verdunstung bereits nach 72 Stunden weitgehend abgeschlossen ist, dürften ein Jahr nach Anwendung die Restgehalte von Atrazin im Boden keine Rolle mehr für die Volatilisation spielen.

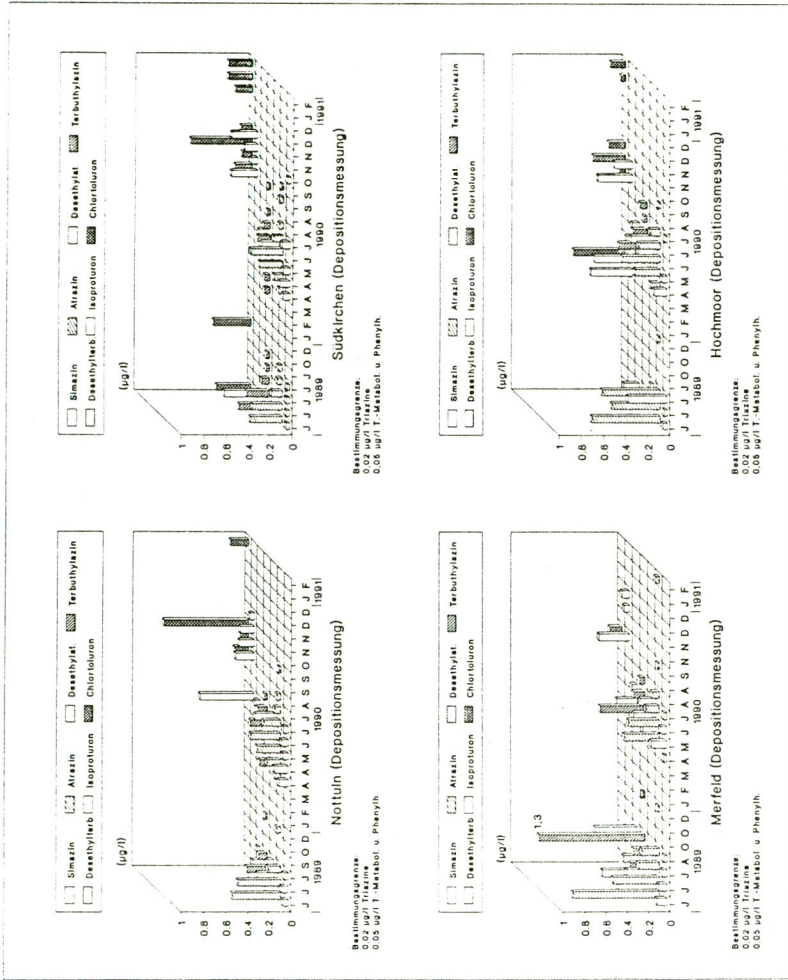


Abb. 5-49: Ermittelte Herbizidkonzentrationen in der Deposition

Dementsprechend muß man davon ausgehen, daß die gemessenen Atrazingehalte, neben einem gewissen - bisher nicht sicher quantifizierbaren - Prozentsatz aufgrund verbotener Anwendung verstärkt von außen in das Einzugsgebiet bzw. in die randlich gelegenen Kalibriergebiete eingetragen wurden.

Nach NEURURER & WOMASTEK (1991) können die relativ hohen Belastungen des Regenwassers mit Atrazin kaum allein durch Verdunstungsabtrift erklärt werden. Die Autoren gehen vielmehr davon aus, daß an Staubpartikel adsorbiertes Atrazin in größeren Mengen durch Winderosion in die Atmosphäre gelangt und wesentlich zur Kontamination des Regenwassers beiträgt.

Aus Abbildung 5-49 ergibt sich, daß Konzentrationen größer  $0,4 \mu\text{g/l}$  im zweiten Beprobungsjahr die Ausnahme bilden. Die höheren Konzentrationen dürften daher als Ausreißer durch den verstärkten Eintrag von trockener Deposition hervorgerufen worden sein. Generell wurden die höchsten Konzentrationen bei den Triazinen kurz nach der Anwendung in den Niederschlägen im Mai und Juni festgestellt. Das entspricht auch den Verhältnissen, wie sie bei HURLE et al. (1987) beschrieben sind. Die Konzentrationen der Triazine in der Deposition fällt dann mehr oder weniger kontinuierlich bis auf  $< 0,05 \mu\text{g/l}$  im September. Während des Winterhalbjahres lagen die Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze.

Das generelle Anwendungsverbot von Atrazin macht sich anscheinend auch durch die im Mittel niedrigeren Konzentrationen im Jahr 1990 bemerkbar. Phenylharnstoffe wurden vorwiegend erst im Herbst und Winter 1990/1991 in der Deposition nachgewiesen. Das liegt daran, daß im Herbst 1989 aufgrund der geringen Niederschläge die Probenmenge erst spät erreicht und deshalb nur eine Probe für diesen Zeitraum in jedem Kalibriergebiet analysiert wurde. Die Konzentrationen bei Isoproturon und Chlortoluron lagen bis auf zwei Ausnahmen unter  $0,2 \mu\text{g/l}$ . Auch hier fallen die höheren Konzentrationen bzw. überhaupt ein Nachweis mit dem Anwendungszeitraum im Spätherbst zusammen.

Zu einer lokalen Belastungsquelle kann der Niederschlag nur dort werden, wo er überwiegend auf versiegelte Flächen fällt. Bei solchen Gebieten (z.B. im Bereich von Regenüberläufen aus Kläranlagen von Ortschaften) kann dann davon ausgegangen werden, daß ein nicht unbedeutender Anteil der im Abflußwasser von versiegelten Flächen festgestellten PSM (vgl. KLA Lüdinghausen, Kap. 5.1.2.1) direkt dem Niederschlagswasser entstammt, da die gelösten PSM aufgrund fehlender Sorbenden und hoher Fließgeschwindigkeit nur einer geringen Adsorption unterliegen. Wenn die Abflüsse keiner weiteren Verdünnung unterliegen, können rein theoretisch max. Gehalte erreicht werden, wie sie im Niederschlag gemessen wurden.

Exemplarisch für das Einzugsgebiet Südkirchen ( $3,75 \text{ km}^2$ ) wurde anhand der Mischproben die Menge an Atrazin und Terbutylazin bilanziert, die über den Niederschlag wieder den gesamten Flächen zugeführt wird. Für die relevanten Zeiträume nach der Applikation ergeben sich die in Tabelle 5-29 dargestellten Mengen.

Im ländlichen Raum ist allerdings im wesentlichen nur der Anteil des Niederschlages für eine unmittelbare Belastung der Fließgewässer relevant, der direkt auf die Vorfluter, Böschungen und versiegelten Flächen fällt. Der flächenmäßig überwiegende Teil des Niederschlages gelangt jedoch letztendlich auf eine Bodenoberfläche, in die er entweder versickert oder von der er oberflächlich abfließt. Bei beiden Fließwegen steht er somit aber mehr oder weniger mit der organischen Substanz des Oberbodens im Gleichgewicht. Hier kann - zumindest für den überwiegenden Anteil des Niederschlagswassers, der eine kurze Bodenpassage durchläuft - von einer weitgehenden Adsorption und einem sich anschließenden Abbau der PSM ausgegangen werden. Aber auch für den direkt oberflächlich abfließenden Niederschlag ist aufgrund der geringen Konzentrationen an PSM und der potentiellen Gleichgewichtseinstellung mit der Bodenmatrix von einer deutlichen Reduzierung der Konzentration auszugehen. So steht eine Menge von lediglich ca. 20 - 30  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  aus dem Niederschlag einer Summe von 30 - 40  $\text{mg}/\text{m}^2$  Terbutylazin bei durchschnittlicher Anwendung auf einem Schlag gegenüber. Der Boden weist somit für diesen flächenmäßig weitaus größten Anteil der nassen und trockenen Deposition im Einzugsgebiet weitestgehend eine Filterfunktion hinsichtlich eines PSM-Eintrages durch den Niederschlag in die Vorfluter auf.

Tab. 5-29: Mengenbilanzierung des luftbürtigen Eintrages von Triazinen am Beispiel des Kalibriergebietes Südkirchen

Zeitraum	Konzentration		Summe Niederschlag (mm)	Eintrag		Gebietseintrag	
	Atrazin ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	Terbutylazin ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )		Atrazin ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Terbutylazin ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Atrazin (g)	Terbutylazin (g)
1.6 - 16.6.89	0,31	0,24	32,9	10,2	9,5	38,3	35,6
16.6 - 23.6.89	0,29	0,22	33,0	9,6	7,3	36,0	27,4
23.6 - 3.7.89	0,10	0,07	27,2	2,7	1,9	10,1	7,1
3.7 - 10.7.89	0,05	0,03	33,2	1,7	1,0	6,4	3,8
10.7 - 31.7.89	0,04	0,03	24,9	1,0	0,7	3,8	2,6
30.4 - 18.5.90	0,22	0,05	37,0	8,1	1,9	30,8	7,1
18.5 - 8.6.90	0,31	0,12	41,5	12,9	5,0	48,5	18,8
8.6 - 2.7.90	0,09	0,06	58,8	5,3	3,3	19,9	13,1
2.7 - 6.8.90	0,04	0,03	32,7	1,3	1,0	4,9	3,8

Dieser Eintragspfad kann somit allein und weitgehend unabhängig von den naturräumlichen Gegebenheiten eine höhere Grundbelastung der Vorfluter mit Triazinen nur dann hervorrufen, wenn im Hochsommer bei sehr hoher Verdunstung und dementsprechend niedrigen Abflüssen die unmittelbar abflußwirksamen Flächen (Böschungen, Straßen und sonstige versiegelte Flächen) einen höheren prozentualen Anteil am Abflußgeschehen haben. Das Gleiche gilt für den Eintrag von Phenylharnstoff im Spätherbst. Insgesamt können hierbei allerdings maximal Konzentrationen hervorgerufen werden, wie sie im Niederschlag registriert wurden. Oft findet aber noch eine Verdünnung durch Grundwasser statt. Gegenüber den hohen Belastungen der Vorfluter, die dem Oberflächen- und Drainageabfluß von behandelten Schlägen entstammen (Kap. 5.2.4.3 bzw. Kap. 5.2.4.4) kann, ist abschließend festzuhalten, daß der Eintrag der untersuchten Herbizide mit dem Niederschlag und



der miterfaßten trockenen Deposition für die hohen Belastungen der Vorfluter nur eine äußerst geringe bis keine Rolle spielt.

5.2.4.2 Herbizidbindungen, -verluste und -konzentrationen im Boden

Bindungsvermögen der Böden für Herbizide

Vom Oberboden des jeweiligen Schlages F1 in den vier Kalibriergebieten wurden Ad- und Desorptionsversuche durchgeführt (Kap. 4.2.4.2). In der Tabelle 5-31 sind die Bodenparameter des jeweilig verwendeten Ap vollständig wiedergegeben.

Tab. 5-30: Bodenparameter der für die Schüttelversuche verwendeten Oberböden

	% C <sub>org</sub> (Gew.-%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Ton (Gew.-%)	Schluff (Gew.-%)	Sand (Gew.-%)	Bodentyp
Nottuln F1	1,1	6,7	18,1	29,6	52,3	Pseudogley
Südkirchen F1	2,1	7,4	19,9	23,8	56,3	Pseudogley
Mürfeld F1	2,9	6,1	3,3	10,4	86,3	Gley
Hochmoor F1	3,4	5,1	n.b.	n.b.	n.b.	Treposol

Die Gleichgewichtskonzentrationen wurden nach der empirischen FREUNDLICH'schen Adsorptionsisotherme (Angabe der Gleichung entsprechend der Nomenklatur bei BRUMHARD 1991) ausgewertet.

FREUNDLICH-Isotherme:

$x/m = K \cdot C^{1/n}$

Lineare Regression:

$x/m = aC + b$

Verteilungskoeffizient / Boden:

$$K_D = \frac{\mu\text{g adsorbierter Wirkstoff / g Boden}}{\text{Wirkstoffkonz. der Gleichgewichtslösung } [\mu\text{g/g}]}$$

$$K_{OC} = \frac{\mu\text{g adsorbierter Wirkstoff / g org. Kohlenstoff im Boden}}{\text{Wirkstoffkonz. der Gleichgewichtslösung } [\mu\text{g/g}]} = \frac{K_d \cdot 100}{\% C_{org}}$$

C

Wirkstoffkonzentration der Lösung bei Gleichgewichtseinstellung

x/m

adsorbierte Wirkstoffmenge pro Gewichtseinheit des Adsorbenten bei der Gleichgewichtskonzentration C

K, n, a, b

Konstanten

Bei der Anwendung dieser empirisch gefundenen, der Thermodynamik zugrundeliegenden logarithmischen Gleichung im Boden geht man davon aus, daß diese nicht äquivalente Verteilung der Bindungsplätze am ehesten den realen Verhältnissen entspricht (MATTHESS et al. 1985).

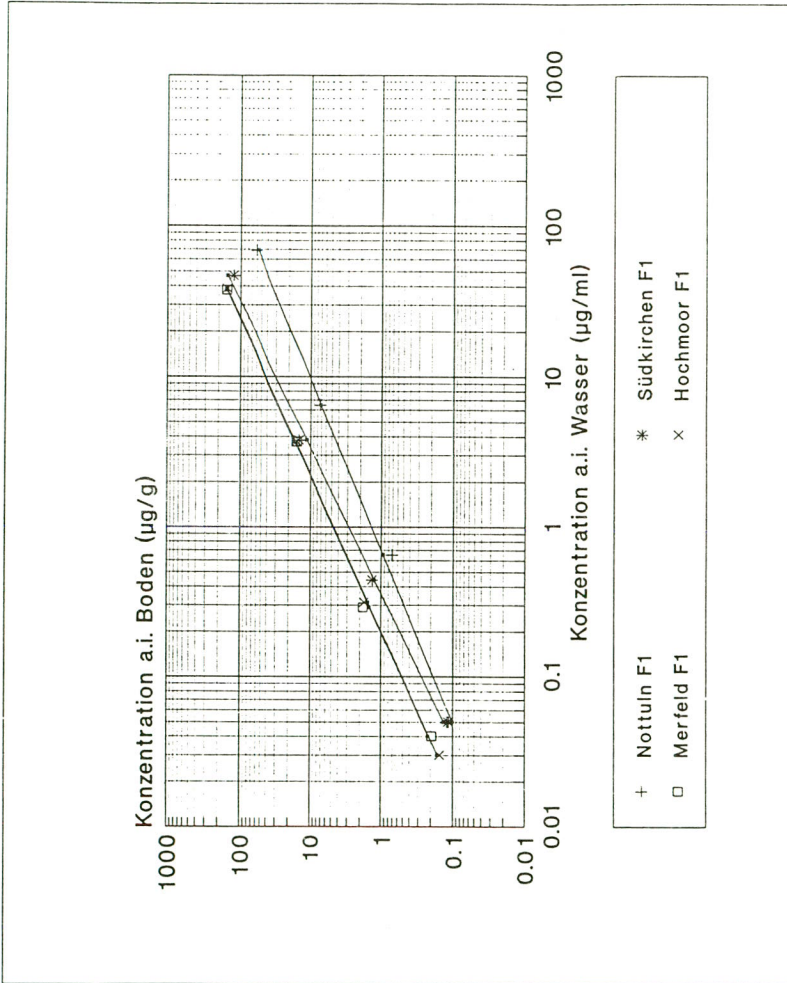


Abb. 5-50: Adsorptionsisothermen nach FREUNDLICH für Isoproturon in vier Oberböden bei einem Boden/Lösung-Verhältnis von 1:3

Die Bestimmung von  $a$  (Steigung),  $K_D$  (bzw. auch  $K_F$  bei linearem Verlauf der Kurve;  $a=n=1$ ) und  $K_{oc}$  erfolgte durch lineare Regression nach vorheriger log-log Transformation (BROUWER et al. 1990).

Die für die einzelnen Wirkstoffe aus den Schüttelversuchen ermittelten Größen für die Adsorption ( $K_D$ ), Steigung ( $1/n$ ) und Bindung an den organischen Kohlenstoff ( $K_{oc}$ ) sind in der Tabelle 5-31 wiedergegeben. In Abbildung 5-50 sind exemplarisch die ermittelten Regressionsgeraden für Isoproturon dargestellt. Die Werte für  $R^2$  lagen bei allen Regressionsgeraden  $> 0,98$ .

Der  $K_D$ -Wert der Desorption liegt nicht bei allen Ansätzen deutlich über dem der Adsorption.

Tab. 5-31: Verteilungskoeffizienten ( $K_D$  und  $K_{oc}$ ) von Isoproturon, Chlortoluron und Terbutylazin in vier unterschiedlichen untersuchten Oberböden

Isoproturon	Adsorption			Desorption	
	$K_D$	$1/n$	$K_{oc}$	$K_D$	$1/n$
Nottuln F1	1,37	0,87	125	1,40	0,85
Südkirchen F1	2,92	1,02	139	4,20	1,10
Merfeld F1	4,82	0,95	166	7,13	0,93
Hochmoor F1	4,66	0,96	137	6,42	0,97

Chlortoluron	Adsorption			Desorption	
	$K_D$	$1/n$	$K_{oc}$	$K_D$	$1/n$
Nottuln F1	6,80	0,88	619	7,56	0,91
Südkirchen F1	3,50	0,97	167	4,20	0,90
Merfeld F1	14,50	1,26	500	15,34	1,03
Hochmoor F1	13,40	1,09	394	15,85	0,95

Terbutylazin	Adsorption			Desorption	
	$K_D$	$1/n$	$K_{oc}$	$K_D$	$1/n$
Nottuln F1	1,99	1,01	181	2,10	1,24
Südkirchen F1	1,77	0,93	84	2,05	1,12
Merfeld F1	5,23	1,14	180	5,77	0,92
Hochmoor F1	10,47	0,97	308	12,10	0,96

Besonders bei Isoproturon auf dem nur schwach humosen Standort in Nottuln ist die Desorption fast genauso schnell bzw. hoch wie die Adsorption. Dieses deutet auf eine nur schwache und rasch reversible Bindung des Isoproturons an die Bodenmatrix hin. Das gleiche gilt auch für Terbutylazin. Isoproturon weist gegenüber den beiden anderen Wirkstoffen das deutlich schlechtere Bindungsvermögen auf.

Insgesamt deutet sich aus dem Vergleich der Ausgangssubstrate und den  $K_D$ -Werten eine hohe Abhängigkeit aller drei Wirkstoffe vom  $C_{org}$ -Gehalt an. Die Böden in Merfeld und Hochmoor sind also in der Lage, wesentlich mehr Chlortoluron und Isoproturon bzw. Terbutylazin, oder - verallgemeinert betrachtet - Phenylharnstoffe bzw. Triazine zu binden.

Diese starke Abhängigkeit des  $K_D$ -Wertes von Chlortoluron vom Anteil der organischen Substanz zeigen auch BÖTTGER et al. (1977) (vgl. Tab. 5-32).

Tab. 5-32:  $K_D$ - und  $K_{OC}$ -Werte für Chlortoluron in verschiedenen Böden

Bodenparameter		Chlortoluron		Methabenzthiazuron			
$C_{org}$ (%)	Ton (%)	Adsorpt.		Desorpt.	Adsorpt.		Desorpt.
		$K_D$	$K_{OC}$	$K_D$	$K_{OC}$	$K_D$	
nach BÖTTGER et al. (1977)							
1,10	30,3	1,08	98,2	2,00	3,08	280,0	5,57
1,90	2,1	4,11	319,4	6,07	14,58	767,4	22,66
2,50	39,8	2,36	94,4	3,58	8,08	323,2	11,72
1,65	42,9	1,48	89,6	2,35	5,12	316,1	7,93
1,45	21,5	1,49	102,8	3,08	6,62	456,6	11,46
1,05	45,6	0,98	89,0	1,88	3,41	310,0	6,49
0,85	6,0	0,97	114,2	1,83	3,57	415,1	6,85
1,05	14,2	1,16	110,4	2,16	4,17	397,1	7,59
1,20	12,1	1,84	153,4	3,68	7,25	604,2	11,08
4,55	16,9	8,45	185,8	10,55	26,43	290,4	33,44
2,35	24,9	3,46	147,2	7,03	10,02	426,4	13,84
1,05	8,2	1,88	179,0	4,39	4,77	454,3	9,87
2,25	26,9	3,17	140,8	6,16	11,24	494,2	17,94
1,70	8,6	2,74	161,2	6,82	9,19	540,6	13,01
nach EMBLING et al. (1983)							
0,65	14	1,6	246,2				
4,28	58	4,4	102,8				
21,20	2	16,0	75,5				
nach COTTERILL (1988)							
1,4	16	4,4	317,0				
3,6	16	8,7	108,0				

\* errechnet aus der Angabe der organischen Substanz, geteilt durch Faktor 2 (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989, S.70)

BÖTTGER et al. (1977) leiteten aus ihren Versuchen für das Bindungsvermögen der Phenylharnstoffe an die Bodenmatrix ab, daß die entscheidende Größe der Anteil der organischen Substanz ist. Sie ermittelten folgende Regressionsgeraden für Chlortoluron, Methabenzthiazuron und Terbutryn (s-Triazin):

$$\begin{aligned}
 y &= -0,87 + 1,65 \cdot x && \text{(Chlortoluron)} \\
 y &= -2,08 + 5,11 \cdot x && \text{(Methabenzthiazuron)} \\
 y &= -1,47 + 5,89 \cdot x && \text{(Terbutryn)}
 \end{aligned}$$

$$x = C_{org}\text{-Gehalt} \quad y = \text{mittlerer Verteilungskoeffizient der Adsorption}$$

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist nach den von BÖTTGER et al. (1977) durchgeführten Untersuchungen kein geeigneter Parameter für die Beurteilung der Bindungsfähigkeit, da in diesen Summenparameter sowohl die organische Substanz als auch der Tonanteil eingeht. Ein höherer Tonanteil aber vermindert nach ihren Ergebnissen die Bindungsfähigkeit der Phenylharnstoffe an die organische Substanz. Das zeigten auch schon Untersuchungen von HANCE (1969), der bei Ton-



Humusgemischen mit Montmorillonit eine geringere Sorption gegenüber der Summe aus den jeweiligen Einzelversuchsansätzen aus Humus und Ton fand. BÖTTGER et al. (1977) erklären das durch eine gegenseitige Blockierung der Sorptionspositionen von Humus und Ton. Diesen gegenseitigen Einfluß von organischer Substanz und Körnung auf die Bindung von Atrazin zeigen auch ZIECHMANN & MÜLLER-WEGENER (1990) anhand multipler Regression verschiedener Bodenparameter auf.

Wird trotz des anderen Lösungsverhältnisses der Versuchsansätze (1:10) und der Abhängigkeit vom Tongehalt die o.a. Regressionsgerade für Chlortoluron zugrundegelegt, so ergeben sich mit steigendem  $C_{org}$ -Gehalt für die untersuchten Böden rein rechnerisch  $K_D$ -Werte für Chlortoluron von 0,95, 2,60, 3,92 und 4,42. Die Abstufung stimmt, abgesehen vom dem Boden aus Hochmoor, insgesamt sehr gut mit den Befunden für Isoproturon in den untersuchten Böden überein. Für Chlortoluron ergeben sich insgesamt höhere Werte, und zwar vor allem für die tonigeren Standorte, wobei aber die deutliche Abstufung zu den beiden tonarmen und humusreichen Standorten Merfeld und Hochmoor erhalten bleibt.

Für Isoproturon wurden nach IVA (1991) bei 1,38 bis 9,31 % organischem Material  $K_D$ -Werte von 0,8 bis 4,2 und ein mittlerer  $K_{OC}$  von 129 bestimmt. Die in den Schüttelversuchen ermittelten  $K_D$ -Werte der Böden (Tab. 5-31) von 1,37 bis 4,82 für Isoproturon entsprechen dieser angegebenen Bandbreite bei einem mittleren  $K_{OC}$  von 115.

Tab. 5-33:  $K_D$ - und  $K_{OC}$ -Werte für Terbutylazin in verschiedenen Böden

Bodenparameter			Terbutylazin - Adsorption		Quelle:
$C_{org}$ (%)	Ton (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	$K_D$	$K_{OC}$	
1,1	2,8	7,8	2,22	202	BURKHARD & GUTH (1981)
1,8	12,2	6,1	9,36	520	
2,8	22,6	6,7	14,50	518	
0,35	7,0		0,84	119	BOWMAN (1989)
1,60	2,3	3,7	1,4		LENNARTZ et al. (1991)
0,74	9,0	7,4	2,53	342	ZUCHA et al. (1991)
0,48			0,88	183	
0,21			0,61	291	

\* errechnet aus der Angabe der organischen Substanz, geteilt durch Faktor 2 nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989, S.70)

Die für Terbutylazin ermittelten  $K_D$ -Werte entsprechen, in der eng mit dem  $C_{org}$ -Gehalt verbundenen Abstufung, den Befunden in der Literatur (vgl. Tab. 5-33). Die  $K_{OC}$ -Werte fallen niedriger aus als die von BURKHARD & GUTH (1981) ermittelten. Bei den vorgenannten Autoren kann, wie das bei den eigenen Versuchen für die Böden von Nottuln und Südkirchen festgestellt wurde, allerdings auch eine Bindung an den höheren Tonanteil ( $K_{Ton}$ ) einen größeren rechnerischen Wert für den  $K_{OC}$  ergeben. Für die s-Triazine ist bei zunehmender Basizität mit einer geringeren Adsorption zu

rechnen. Hierin können die ermittelten niedrigen  $K_D$ -Werte begründet liegen, da die gegenüber den von BURKHARD & GUTH (1981) verwendeten Böden, bei ähnlich hohem Tongehalt, vermutlich aufgrund der regelmäßigen Aufkalkung einen höheren pH-Wert aufweisen. BAILEY et al. (1968) zeigen, daß an der Oberfläche der Tone der pH-Wert drei bis vier Einheiten unter dem der Bodenlösung lag. An einem sauren (pH-Wert: 3,35), mit Wasserstoff belegten Montmorillonit wurden s-Triazine vollständig adsorbiert. Dagegen war die Adsorption an einem neutralen NA-Montmorillonit (pH: 6,80) deutlich schwächer. TERCE & CALVET (1975) zeigten ebenfalls mit Ca-Montmorillonit, daß die Adsorption von Atrazin mit sinkendem pH-Wert steigt. BÖTTGER et al. (1977) konnten für Terbutryn ebenfalls einen, allerdings gegenüber der Höhe der organischen Substanz schwächeren Einfluß des pH-Wertes auf die Sorption feststellen. Bei Methabenzthiazuron und Chlortoluron war dieser Einfluß kaum erkennbar.

Mit LAHM et al. (1991) kann man aber abschließend auch für Terbutylazin festhalten, daß die Bindung dieses Wirkstoffes ebenfalls vorwiegend an die organische Substanz erfolgt.

In Anbetracht der oben aufgeführten, für die Bindung von Triazinen und Phenylharnstoffen dominierenden Parameter - Anteil an organischer Substanz und für Triazine in einigen Fällen noch der pH-Wert und die Tonmineralart - der untersuchten Böden muß mit BÖTTGER et al. (1977) festgehalten werden, daß die Bindung und also auch die von ihnen gefundene Phytotoxizität von Chlortoluron, Isoproturon und Methabenzthiazuron damals wie heute im Widerspruch zu den empfohlenen höheren Aufwandmengen auf "schwereren" Böden (BBA 1991) steht.

Tab. 5-34: Empfohlene Aufwandmengen für Chlortoluron, Isoproturon und Terbutylazin auf unterschiedlichen Böden; nach BBA (1991)

Bodenart	Dicuran 700 (700 g/l Chlortoluron) (l/ha)	Arelon 500 (500 g/l Isoproturon) (l/ha)	Gardoprim 500 (500 g/l Terbutylazin) (l/ha)
leichte Böden	2	2 - 2,5	1,5
mittlere Böden	3	2,5 - 4	1,5
schwere Böden		4	1,5
schwere oder humose Böden	3,5		1,5
besonders schwere Böden		5	1,5

Die Einstufung der Böden nach "schwer", "mittel" und "leicht" erfolgt in der Regel nach der Einschätzung des Landwirtes oder des Lohnunternehmers. Nach dieser zumeist subjektiven Einschätzung der Bodenparameter wird somit auch die Dosierung (Tab. 5-34) vorgenommen. Ein höherer Schluff- anstelle eines hohen Tonanteils führt daher schon zu einer höheren Applikationsmenge durch den Anwender. Nach der AG BODENKUNDE (1982) sind die Flächen in

Merfeld generell bereits als "humos" anzusprechen. Entsprechend den Empfehlungen der BBA (1991) wären somit generell höhere Aufwandmengen erforderlich. In der Praxis wurden aber für alle drei Wirkstoffe auf allen drei Testschlägen die entsprechend geringen Aufwandmengen für leichte Böden angewandt. Für Gardoprim 500 (Terbuthylazin) wird eine einheitliche Aufwandmenge von 2 l/ha empfohlen.

Der für einen Wirkstoff postulierte Ansatz eines "pollution potentials" (JURY et al. 1987) oder "leaching-potentials" (ALVA & SINGH 1990) aus der Bindung ( $K_{oc}$ ) geteilt durch die Abbaugeschwindigkeit ( $t_{1/2}$ ) muß demnach bei einer vergleichenden Betrachtung sehr unterschiedlicher Oberböden verschiedener Standorte durch die praxisübliche Aufwandmenge erweitert werden. Aus dem Vergleich der Verhältniszahlen in der Tabelle 5-35 geht die potentiell deutlich höhere Gefährdung der "schweren Standorte" hervor, da bei einer einmaligen üblichen Applikationsmenge auf den "schweren" Böden eine bis zu 10-fach höhere Gleichgewichtskonzentration in der Bodenlösung gegenüber den "leichten und humosen" Böden vorliegt.

Tab. 5-35: Verhältnis zwischen empfohlener Aufwandmenge und dem jeweils ermittelten  $K_D$ -Wert für vier verschiedene Oberböden

		Chlortoluron	Isoproturon	Terbuthylazin
Nottuln F1	(schwerer B.)	0,36	1,46	0,39
Südkirchen F1	(mittlerer - schwerer B.)	0,60 - 1,00	0,69 - 1,37	0,42
Merfeld F1	(leichter bzw. humoser B.)	0,10	0,26	0,14
Hochmoor F1	(leichter bzw. humoser B.)	0,18	0,27	0,07

#### Abbau bzw. Konzentrationsverlauf der Herbizide im Boden

Die Tabelle 5-36 gibt die Aufwandmengen und -zeitpunkte auf den untersuchten Schlägen wieder. Die ermittelten Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe im Boden weisen naturgemäß große Spannbreiten auf. So hängt die jeweils ermittelte Konzentration insbesondere von der Aufwandmenge des Wirkstoffes und der Halbwertszeit in Bezug zum Zeitraum zwischen Applikation und Probenahme ab. Die Halbwertszeit oder besser "dissipience-time ( $dt_{50}$ )", d.h. die Zeit, in der sich die nachweisbare Konzentration des Wirkstoffes durch z.B. Abbau, Sorption, Auswaschung oder auch Verdampfung halbiert hat, hängt, wie in Kapitel 3.1 gezeigt wurde, von vielen Bodenfaktoren und dem Witterungsverlauf ab.

BUNTE & PESTEMER (1988) zeigen, wie stark schon innerhalb eines Schlages Konzentrationen aufgrund der Vorgeschichte von Teilparzellen und dem damit verbundenen unterschiedlichen  $C_{org}$ -Gehalt schwanken können. Sie ermittelten Unterschiede auf einer einzigen Fläche von 700 % für Simazin. Die festgestellten Konzentrationen auf Schlägen mit unterschiedlichem Bodentyp oder -art

sind deshalb nur bedingt, und wenn, dann auch nur der Größenordnung nach, miteinander zu vergleichen.

Tab. 5-36: Aufwandmengen an Herbiziden und Applikationszeitraum auf den untersuchten Schlägen

Schlag	Anwendung 1989		Anwendung 1990	
	Mais Mai 89 (kg/ha)	Getreide Oktober 89 (kg/ha)	Mais Mai 90 (kg/ha)	Getreide Oktober 90 (kg/ha)
<b>Nottuln</b>				
F1	0,475 T	2,10 C		2,45 C
F2	-	2,80 M, 1,25 I (März 90)		1,50 C
F3	0,475 T	2,10 C		2,45 C
<b>Südkirchen</b>				
F1	0,475 T	2,00 I		1,20 C
F2	0,475 T	2,00 I		1,20 C
F3	0,588 T	-		-
<b>Merfeld</b>				
F1	0,380 T	1,25 I (Feb.90)		
F2	0,475 T	1,20 C		
F3	0,334 T	-	0,50 T	(1,25 I)*
<b>Hochmoor</b>				
F1	0,570 T	1,50 C		
F2	0,570 T	1,40 C		1,25 I
F3	0,570 T	1,25 I		

\* nur Teilbehandlung, übrige Fläche im Frühjahr 1991 mit GROPPER (Sulfonylharnstoff) nachbehandelt

T = Terbutylazin

C = Chlortoluron

I = Isoproturon

M = Methabenzthiazuron

Für den Oberboden wurde eine Tiefe von ca. 30 cm bei der Beprobung gewählt. Das entspricht etwa dem jeweiligen Ap der Schläge. Diese Tiefe wurde gewählt, da z.B. Untersuchungen von KIBLER (1979) für Chlortoluron zeigen, daß Gehalte bis in 10 - 20 cm Tiefe ausgewaschen werden können. Aber auch bei der wendenden Bodenbearbeitung gelangen die Restkonzentrationen in Tiefen bis zur Pflugsohle. Aus diesem Grund wurde die Tiefe des Ap als Mischprobe gewählt, um über den ganzen Versuchszeitraum Vergleichbarkeit zu gewährleisten, da somit auch der Anteil der evtl. verlagerten Stoffe miteinfaßt wird. Letzteres ist z.B. für die Bestimmung von Halbwertszeiten notwendig.

Nach der Applikation, aber auch noch einen längeren Zeitraum danach, liegen die hohen PSM-Konzentrationen in der Regel in den obersten 0 - 10 cm vor. Das zeigen z.B. Untersuchungen für die Triazine von HALL (1974) und KLAINE et al. (1988). BERGER (1989) fand auch für Isoproturon in einem sandigen Oberboden 10 Wochen nach der Applikation in der Schicht von 5 - 10 cm nur 30 % der Konzentration, die der Horizont von 0- 5 cm aufwies; im lehmigen Standort lag sie noch weit unter 30 %. KIBLER (1979) zeigte auch für Chlortoluron eine sehr geringe Verlagerungstendenz und noch geringere Verlagerungsmengen in die Schicht von 5 - 10 cm; danach waren über den gesamten Untersuchungszeitraum (1 Jahr) 80 - 90 % der Konzentrationen an Chlortoluron in den obersten 5 cm vorhanden. Bezüglich den im folgenden vorgestellten Konzentrationen im



Oberboden der untersuchten Testschläge ist somit davon auszugehen, daß bis zum Pflügen hiervon mehr als 80-90 % jeweils in der obersten Bodenkrume lokalisiert blieben.

Die in den tieferen Bereichen vorkommenden Gehalte schwanken zumeist auf einem sehr niedrigen Konzentrationsniveau. Bei sehr hohen Konzentrationen im Oberboden kann der sehr geringe Wert im Unterboden auch auf Verschleppung zurückzuführen sein, da bei der eingesetzten Probenahmetechnik, wie auch bei den meisten anderen Bohrtechniken, eine geringfügige Verschleppung bei der Probenahme nicht ausgeschlossen werden kann. Das zeigen auch hierzu durchgeführte modellhafte Versuche, die bei HURLE (1991) dargestellt sind. Im folgenden wird im wesentlichen nur auf die Konzentration im Oberboden (0 bis 30 cm) eingegangen, da hier das für die meisten Kontaminationspfade entscheidende hohe Konzentrationsniveau vorliegt, wie ein Vergleich mit den anderen, für die tieferen Bodenbereiche ermittelten Konzentrationen zeigt.

Die Abbildung 5-51 belegt, daß auf dem Schlag F1 in Nottuln vor Applikation von Chlortoluron noch Restkonzentrationen desselben Wirkstoffes in der Höhe von ca. 30 µg/kg TS vorlagen. Das war z.T. auch bei den anderen Wirkstoffe und auf anderen Schlägen festzustellen. Hier machen sich frühere Anwendungen bemerkbar. Solche Rückstände können sich bei sehr persistenten PSM in Monokulturen und bei jährlicher Anwendung über einen Zeitraum von mehreren Jahren aufsummieren. Nach HURLE (1982, S.94) spielt dieses bei den Triazinen und Phenylharnstoffen keine Rolle, da bei üblicher Anwendung und bei den für die Wirkstoffe ermittelten Halbwertszeiten die Herbizidkonzentrationen rasch einem niedrigen Plateauwert zustreben. Aufgrund ständiger Zufuhr kann bei einem metabolischen Abbau durch gesteigerte mikrobielle Aktivität bei späteren Anwendungen dieser z.T. sogar schneller verlaufen. HURLE (1982) weist aber auch auf die gealterten Rückstände hin, die "sich durch ihre stärkere Bindung an Bodenpartikel auszeichnen und vermutlich deshalb für Abbauprozesse weniger verfügbar sind". Auch nach BUNTE & PESTEMER (1988) ist für Rückstände, die nach einer Vegetationsperiode angetroffen und somit als gealtert angesehen werden, mit einem verlangsamten Abbau zu rechnen. Für Simazin fanden sie gegenüber einer normalen Halbwertszeit von 34 Tagen eine von 65 Tagen für die gealterten Rückstände.

Auf dem Schlag F1 in Nottuln (Abb. 5-51) wurden wenige Tage nach der Anwendung im Oktober 1990 für Chlortoluron mit 1200 µg pro kg Trockensubstanz (TS) die höchsten PSM-Gehalte im Ap auf den schwach humosen Böden ermittelt. Eine Anwendung mit vergleichbarer Aufwandmenge ein Jahr zuvor zeigte unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Probenahmezeiträume seit Applikation einen fast identischen Konzentrationsverlauf, obwohl die Witterungsverläufe zum Teil stark unterschiedlich waren. Die Restkonzentrationen der Anwendung im August 1990 erreichten die gleichen wie August 1989 vor der erneuten Anwendung. Die Konzentrationen von Terbutylazin sind bereits bis zum Ende August weitgehend auf ein Niveau von max. 20 µg/kg abgebaut.

Aus den Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze vor Applikation im Mai 1989 geht hervor, daß dieser Wirkstoff schon einmal auf dieser Fläche eingesetzt worden ist. Ebenfalls geringe Mengen aus vorherigen Anwendungen im Bereich der Nachweisgrenze fanden sich für Atrazin auf diesem Schlag.

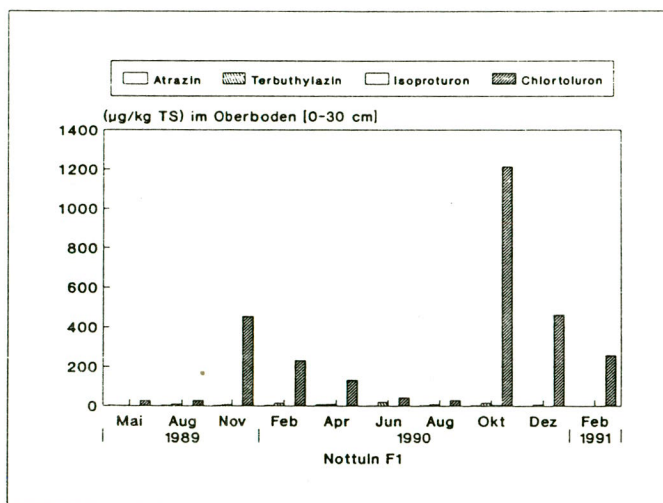


Abb. 5-51: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F1 in Nottuln

Auf dem Schlag F3 in Nottuln wurden hinsichtlich des Abbaus von Chlortoluron fast identische Verhältnisse (Abb. 5-52) wie auf der Fläche F1 ermittelt. Wie für Chlortoluron, so konnte auch bei Terbutylazin keine Restkonzentration vor Applikation festgestellt werden. Hier macht sich anscheinend bemerkbar, daß dieser Schlag erst vor wenigen Jahren umgebrochen wurde. Gegenüber dem Schlag F1 wurden Anfang August mit 33 µg/kg noch deutlich höhere Terbutylazingehalte im Oberboden registriert. Ebenso wie beim Schlag F1, aber auch bei F2, sind bei F3 geringfügige Atrazingehalte im Bereich der Nachweisgrenze ständig zu verzeichnen gewesen.

Bei Schlag F2 war neben Methabenzthiazuron, das im Boden nur hier untersucht wurde, auch noch Isoproturon im März 1990 eingesetzt worden. Bei der ersten Probenahme im April zeigten sich auch in tiefen Bereichen hohe Konzentrationen an Isoproturon, die durch eine Verschleppung nicht erklärt werden können. Bereits im Juni sind die Konzentrationen unter die Nachweisgrenze gefallen. Entsprechend der geringeren Aufwandmenge gegenüber den Schlägen F1 und F3 liegen die

Chlortoluronkonzentrationen auch bei diesem Schlag auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Hier wurden ebenfalls geringe Restkonzentrationen an Atrazin festgestellt, die aber im Laufe der Untersuchungen unter die Nachweisgrenze sanken.

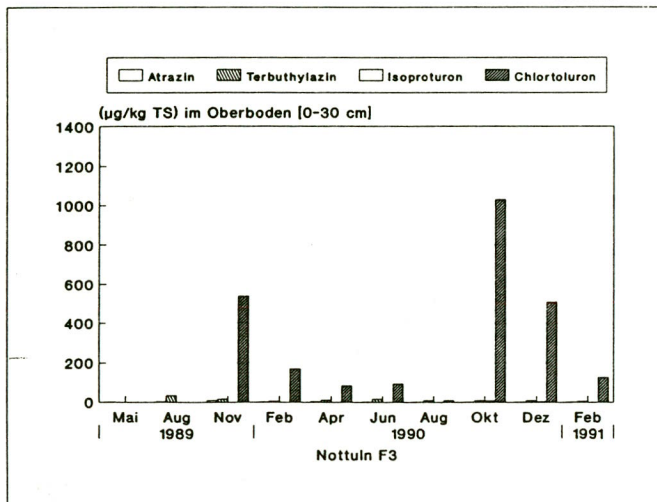


Abb. 5-52: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F3 in Nottuln

Die PSM-Konzentrationen der Schläge F1 und F2 in Südkirchen zeigt die Abbildung 5-53 bzw. Abbildung 5-54. Die höchsten Konzentrationen ergaben sich hier jeweils für Isoproturon 1 Monat nach Anwendung. Die Applikation war im Oktober mit einer zur damaligen Zeit praxisüblichen Aufwandmenge von 4 l/ha ARELON für mittelschwere bis schwere Böden erfolgt, wie sie auch heute noch von der BBA (1991) für ARELON vorgeschlagen wird. Das entspricht einer Aufwandmenge von 2 kg/ha Isoproturon. Die ein Jahr später ermittelten Restkonzentrationen für Chlortoluron liegen demgegenüber absolut gesehen niedriger. Relativ betrachtet, im Hinblick auf den länger zurückliegenden Zeitraum zwischen Applikation und Beprobung und bezogen auf die fast nur halb so hohe Aufwandmenge, liegt die Restmenge und damit die Halbwertszeit jedoch deutlich höher. Im Mai 1989 wurden noch meßbare Atrazingehalte festgestellt, die bei F1 ständig im Bereich von 5 - 10 µg/kg lagen und bei F2 nach hohen Restkonzentrationen im Mai 1989 aber dann in den Bereich der Nachweisgrenze im Februar 1991 fielen.

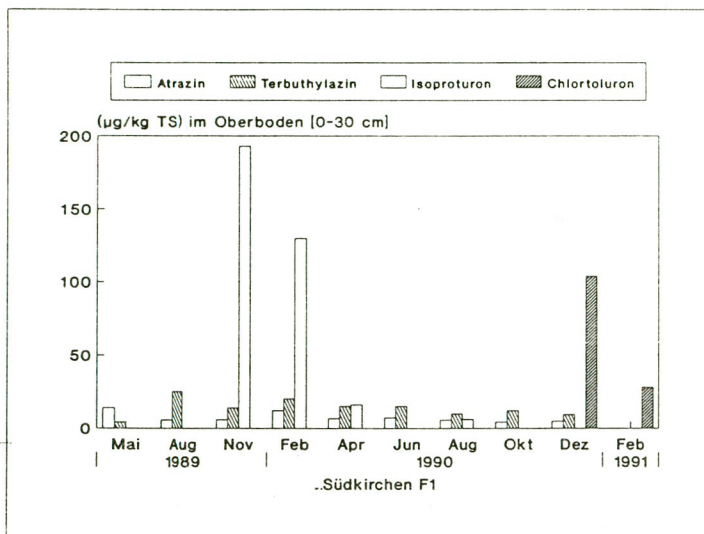


Abb. 5-53: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F1 in Südkirchen

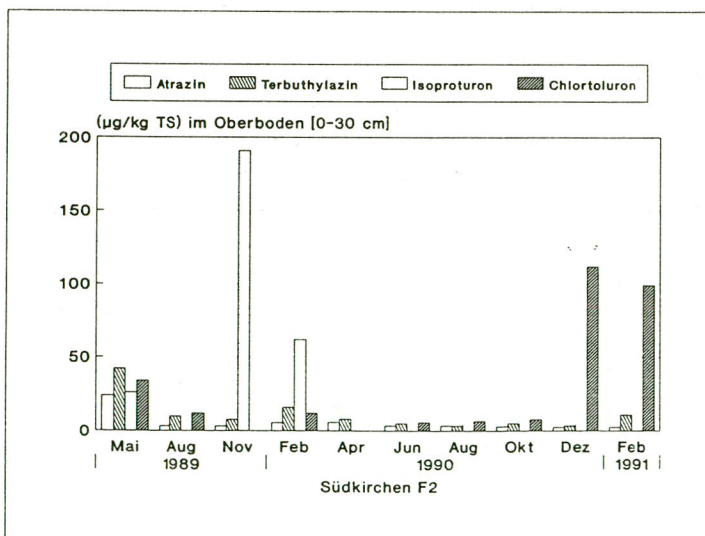


Abb. 5-54: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F2 in Südkirchen



Erstaunlich hoch waren noch Restgehalte von Terbutylazin. Die erneute Anwendung von Terbutylazin Ende Mai auf den beiden Schlägen erbrachte auf dem Schlag F2 im August bereits schon keine Erhöhung der Konzentration mehr, während auf dem Schlag F1 25 µg/kg ermittelt wurde. Dieses entspricht in etwa auch der Bandbreite der Konzentrationen, die bei gleicher Aufwandmenge auf den Schlägen F1 und F3 in Nottuln ermittelt wurden.

Beim Schlag F3 in Südkirchen, bei dem lediglich Terbutylazin im Beprobungszeitraum angewendet worden war, ergaben sich erheblich höhere und länger andauernde Konzentrationen im Boden. Hier war gegenüber den anderen Schlägen erst sehr spät (Mitte Juni 1989) und dann mit höherer Aufwandmenge Gardoprim 500 angewendet worden. Die theoretische Aufwandmenge (Mittelansatz geteilt durch Gesamtfläche) betrug hier 0,588 kg/ha. Sie muß aber, was auch die Bodenproben belegen, im Bereich der Testparzelle stellenweise höher gewesen sein, da der behandelnde Landwirt eine nachträglich nicht mehr genau abgrenzbare Teilflächenbehandlung vorgenommen hatte.

Die Abbildungen 5-55 und 5-56 zeigen die Konzentrationen der Schläge F1 bzw. F2 in Merfeld. Die höchsten Konzentrationen ergaben sich hier für Chlortoluron mit 350 µg/kg einen Monat nach der Herbstanwendung auf dem Schlag F2. Bei einer Aufwandmenge von 1,2 kg/ha wurde auf dieser Fläche auch noch anderthalb Jahre später eine recht hohe Restkonzentration von mehr als 50 µg/kg ermittelt. Die Verringerung der Konzentrationsabnahme läßt den Schluß zu, daß der Abbau ab etwa April 1990 gehemmter verläuft. Hier scheint es sich nur noch um den geringen Abbau stärker gebundener Rückstände zu handeln. Der Übergang zu der im Boden verbleibenden und als gealtert zu betrachtenden Herbizidmenge vollzieht sich in diesem Fall somit fließend. Am Ende des Untersuchungszeitraumes werden etwa die gleichen Restkonzentrationen erreicht, wie sie auch schon vor der Applikation aus älteren Anwendungen herrührend fast zwei Jahre zuvor im Oberboden registriert wurden. Die hohen Restkonzentrationen an Chlortoluron fanden sich auch beim Schlag F3 in Merfeld. Sie fielen allerdings aufgrund einer nicht erneuten Anwendung bereits ab Juni 1990 auf einen Plateauwert von 16 - 19 µg/kg.

Hohe Restkonzentrationen finden sich im Schlag F2 auch für Atrazin, die auf dem Schlag F1 mit 82 µg/kg im Mai 1989 allerdings noch bedeutend höher liegen. Beim Verlauf des Abbaus der Restkonzentrationen zeigt sich, daß hier bei den gealterten Rückständen recht hohe Halbwertszeiten (s.u.) erreicht werden. Gegenüber den hohen Atrazingehalten liegen die Terbutylazingehalte trotz Anwendung von allerdings geringen Aufwandmengen bereits im August bei F1 deutlich unter, bzw. bei F2 nur wenig über den Atrazinkonzentrationen. Aber auch bei F2 liegen diese bereits ab Februar 1990 unter den Atrazingehalten. Bei diesen sehr niedrigen Terbutylazinkonzentrationen drei Monate nach Anwendung müssen allerdings auch die sehr hohen Temperaturen berücksichtigt werden, die Mitte Mai bis Anfang Juni 1989 herrschten und eine hohe potentielle Verdunstung unmittelbar nach der Anwendung von Boden-, aber auch von Blattoberflächen (vgl. Kap. 5.2.4.1) ermöglichten.

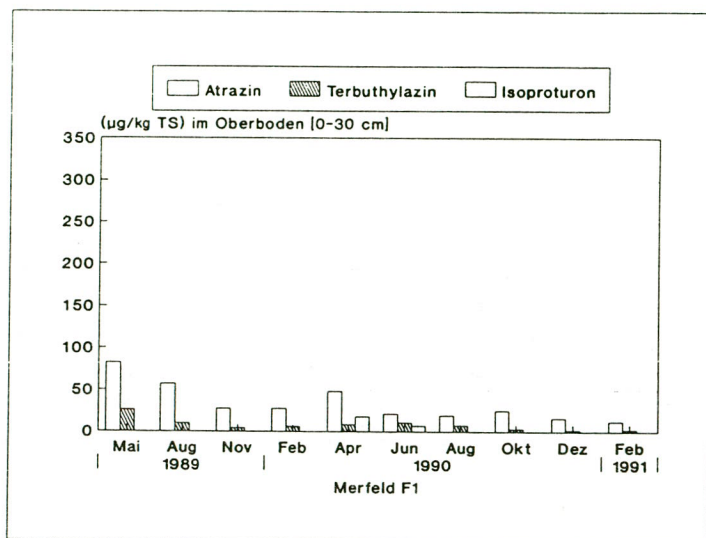


Abb. 5-55: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F1 in Merfeld

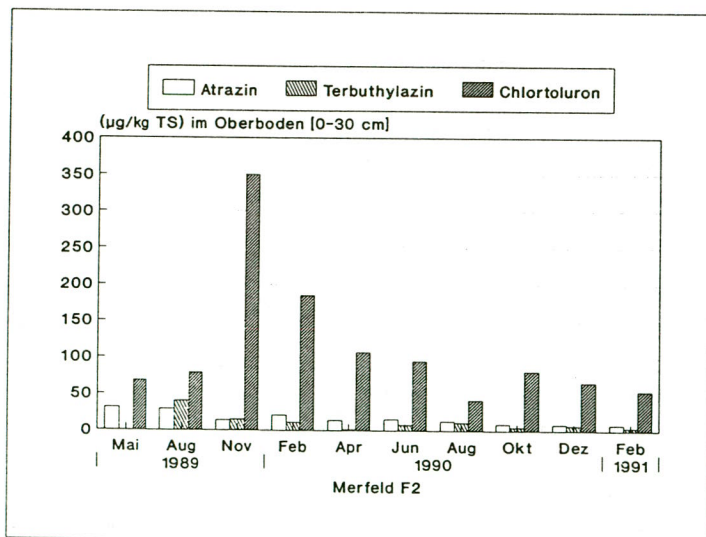


Abb. 5-56: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F2 in Merfeld

Auch beim Schlag F3 ergab sich nach der Anwendung (Mai 1990) im Juni keine signifikante Erhöhung der Bodenprobenkonzentration von Terbutylazin.

Isoproturon, das Ende Februar auf dem Schlag F1 mit 1,25 kg/ha appliziert wurde, war bereits anderthalb Monate später Mitte April nur mit 18 µg/kg vertreten und lag bereits im Juni unter der Bestimmungsgrenze. Gegenüber dem Konzentrationsverlauf von Chlortoluron auf dem Schlag F2 ergibt sich hier für die Frühjahrsapplikation von IPU auf dem Schlag F1 ein gänzlich anderes Bild, das weiter unten noch diskutiert wird.

Obwohl auf dem Schlag F3 in Merfeld im Oktober 1990 IPU mit 1,25 kg/ha appliziert wurde, konnten in den Bodenproben nur Spuren nachgewiesen werden, die unter der Bestimmungsgrenze lagen. Auf Nachfrage bei dem betreffenden Landwirt ergab sich, daß ein bis zwei Spritzbreiten im Bereich der Testparzelle, in der die Bodenproben überwiegend genommen wurden, im Oktober unbehandelt geblieben und im März mit Sulfonharnstoffen (Gropser) nachbehandelt wurde, auf den untersuchten Boden also kein IPU ausgebracht wurde. Für die Befunde in den Wasserproben liegen also keine entsprechenden Bodenproben, die zum Vergleich dienen können.

Die Konzentrationen der untersuchten PSM auf den Schlägen F2 und F3 im Gebiet Hochmoor zeigen die Abbildungen 5-57 bzw. 5-58. Die höchsten Gehalte ergaben sich nach Anwendung von Chlortoluron im Oktober auf dem nicht dargestellten Schlag F1. Dort und auf dem Schlag F2 fanden sich vor Anwendung die höchsten Restkonzentrationen früherer Anwendungen ( > 200 µg/kg Chlortoluron). Nach erneuter Anwendung von Chlortoluron blieben die Gehalte bis zum letzten Probenahmetermin im Februar 1991 auf einem Plateauwert von ca. 150 µg/kg. Die Restgehalte auf dem Schlag F1 liegen auf einem noch höheren Niveau. Hierin, aber auch z.T. in den Konzentrationsschwankungen bei den Probenahmen, spiegeln sich die unterschiedlichen  $C_{org}$ -Gehalte im Boden wieder. So sind die hohen Restkonzentrationen auf dem Schlag F1 unmittelbar auf den sehr hohen, wechselnden Anteil an organischer Substanz im Oberboden dieser Fläche zurückzuführen. Folgt man der Theorie von BRIGGS (1976, zitiert in HURLE 1982) ist die Persistenz eines Pestizids im Boden das reziproke Produkt aus der in der Bodenlösung vorhandenen, d.h. nicht sorbierten, verfügbaren Pestizidmenge und der Abbaubarkeit der Verbindung.

Nach der Anwendung von Isoproturon im Oktober 1990 mit einer etwas geringeren Aufwandmenge als Chlortoluron ein Jahr zuvor wurden, unter überschlägiger Berücksichtigung auch des späteren Probenahmetermins im Dezember, höhere bis gleiche Konzentrationen ermittelt. Hier ist ein beschleunigter Abbau von IPU nicht zu verzeichnen. Insgesamt weist dieser Schlag aber ebenfalls sehr hohe organische Gehalte auf, die aber aufgrund der Schrägpfüfung bereichsweise auch noch im Ap wechseln. Die 50 - 70 % organische Substanz, die im Profil nur im Unterboden bestimmt wurde, ist zum Teil bei den Bodenmischproben für die Analyse auch im Oberboden vertreten.

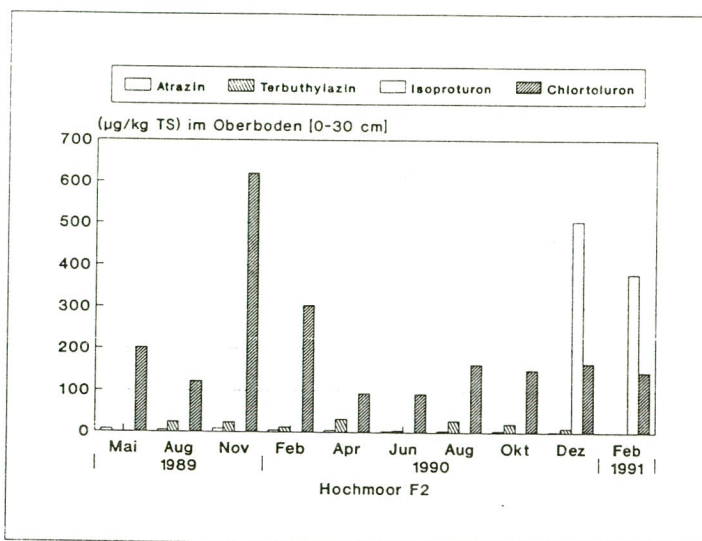


Abb. 5-57: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F2 in Hochmoor

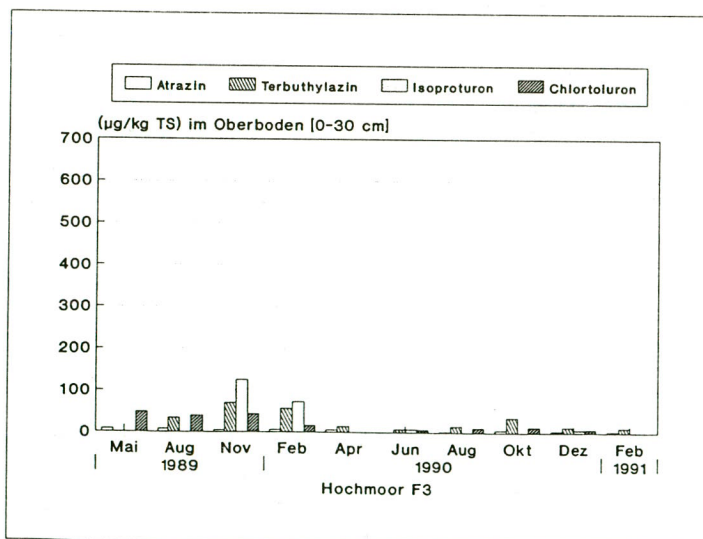


Abb. 5-58: Herbizidkonzentrationen im Oberboden auf dem Schlag F3 in Hochmoor



Auch hier sind demnach die hohen und länger anhaltenden Konzentrationen vermutlich auf verstärkte Adsorption und damit verringerten Abbau zurückzuführen. Demgegenüber weist der Schlag F3 im Profil und einen auf dem Schlag einheitlich geringeren Gehalt an organischer Substanz auf. Im Oberboden wird dieses zum Teil durch nachträglichen Sandauftrag auf die Fläche aufgrund anscheinend noch anhaltender Sackung hervorgerufen, wie sie in Teilbereichen außerhalb der Versuchspartzeile auch im Untersuchungszeitraum stattfand. Hier lagen die Konzentrationen nach der Applikation von 1,25 kg/ha schon im November bei nur noch 125 µg/kg und waren bereits im folgenden April unter die Nachweisgrenze gefallen.

Von Terbutylazin wurden vor der Applikation im Mai 1989 keine Restgehalte im Boden auf den Schlägen in Hochmoor registriert. Nach der Applikation bewegten sich die Gehalte auf einem Konzentrationsniveau von 20 - 60 µg/kg. Anscheinend wegen der doch recht inhomogenen, wechselnden Bodenzusammensetzung und des jeweiligen Anteils organischer Substanz schwanken die Konzentrationen bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes zwischen 5 und 30 µg/kg, wobei generell über den Beobachtungszeitraum eine leicht fallende Tendenz zu erkennen ist.

Die ermittelten Restkonzentrationen von vorherigen Atrazin- oder Simazinanwendungen waren sehr niedrig und bewegten sich im Rahmen der Konzentrationen der Schläge in Nottuln und Südkirchen. Das bedeutet im Vergleich zu den Schlägen F1 und F2 in Merfeld, daß die Höhe der Restkonzentration an Atrazin dort nicht unmittelbar vom Gehalt der organischen Substanz abhängt, sondern daß sie nur in Verbindung mit dem hohen Anteil von Mais in der Fruchtfolge (vgl. Kap. 5.2.2.3) und dem erst ein Jahr zurückliegenden letzten Applikationstermin auf diesen beiden Schlägen in Merfeld gesehen werden kann. Auf den Schlägen in Hochmoor liegt hingegen die letzte Aussaat von Mais und damit Anwendung von Atrazin mehr als zwei bzw. drei Jahre zurück. Dementsprechend lagen auch hier wegen der letzten Anwendungen mit DICURAN oder PENDIRON die Restkonzentrationen von Chlortoluron auf diesem hohen Konzentrationsniveau.

Im folgenden wird speziell auf den jeweiligen Zeitraum nach der Applikation und die damit verbundenen hohen Konzentrationen im Oberboden eingegangen, da sie und insbesondere ihr Verlauf über die Zeit für die Fragestellung der Konzentrationen in einem auftretenden Oberflächenabfluß und die damit evtl. verbundene Belastung der Vorfluter von entscheidender Bedeutung ist. Zur Charakterisierung dienen die Halbwertszeit  $DT_{50}$  und der  $DT_{90}$ -Wert (vgl. Kap. 3.1) im jeweiligen Boden, die sich aus den oben aufgeführten Konzentrationsänderungen errechnen lassen. Die für den nach der Anwendung aufgrund von hohen Konzentrationen relevanten Untersuchungszeitraum errechneten Halbwertszeiten sind in den folgenden Tabellen 5-37 bis 5-39 wiedergegeben.

Wie BURKHARD & GUTH (1981) gezeigt haben, läßt sich der Abbau von Terbutylazin mit einer Abbaufunktion erster Ordnung beschreiben. Da die erste Probenahme im August 1989 bereits sehr niedrige Gehalte aufwies, sind in der Tabelle 5-38 die max. Halbwertszeiten wiedergegeben, die

sich aus der theoretischen Konzentration nach der Anwendung (ermittelt aus Aufwandmenge und Lagerungsdichte des Ap) und den Gehalten der ersten Probenahme im August errechnen lassen. Wenn gegenüber den Augustbefunden höhere Gehalte bei späteren Probenahmen auftraten, wurden diese für die Berechnung zugrundegelegt, da es sich hierbei um Konzentrationsschwankungen aufgrund der Inhomogenität des Schlages handeln muß.

Tab. 5-37: Maximale  $DT_{50}$ -Werte für Terbutylazin im Boden, ermittelt aus der Aufwandmenge, der Lagerungsdichte und den höchsten gemessenen Restkonzentrationen im Boden

Schlag	Lager.- dichte (g/cm <sup>3</sup> )	theoretische Konz. (0- 30 cm) nach Anwendung (µg/kg)	Zeitraum zwischen Anwendung und Probe- nahme August 1990 (d)	*Restkonzentration (meist August) (0-30 cm) (µg/kg)	max. DT <sub>50</sub> (d)
N F1	1,55	102	84	10	25,1
N F3	1,50	106	84	38	56,7
S F1	1,48	107	83	29	44,1
S F2	1,60	99	84	19	35,3
M F1	1,44	88	91	12	31,7
M F2	1,44	110	87	47	70,9
M F3	1,36	82	98	12	35,3
H F1	1,25	152	84	45	47,8
H F2	1,21	157	82	28	32,9
H F3	1,26	151	74	80	81,0

\*korrigiert um die Wiederfindungsrate

Gegenüber Laborversuchen mit zum Teil hohen Halbwertszeiten werden im Feld für Terbutylazin niedrigere  $DT_{50}$ -Werte ermittelt. So betrug nach BANNICK (1991) der  $DT_{50}$ -Wert für einen Feldversuch auf einem sandigen Standort mit 5,5 % an organischer Substanz in Schleswig-Holstein 28 Tage, während der  $DT_{90}$ -Wert (Zeitraum bis 90 % des Wirkstoffs abgebaut ist) allerdings deutlich höher lag, da die Restgehalte einem Plateauwert zustreben. Auch HURLE (1991) zeigt auf einem Standort mit sandigem Lehm und auf einem zweiten Standort mit lehmigem Ton, daß bei einer nur geringen Verlagerungstendenz in tiefere Bereiche die Konzentrationen in der Zone von 0-10 cm bereits nach 14 bzw. 7 Tagen weniger als die Hälfte betrugen und nach 60 Tagen bereits zu ca. 80 - 90 % abgebaut waren. Zu ähnlichen Resultaten kommt ebenso MOKRY (1991) bei Versuchen auf einem Lößboden mit 1,1 %  $C_{org}$ . Auch er fand, daß bereits nach 30 Tagen weniger als 50 % der applizierten Menge nachweisbar waren, die Konzentration nach 60 bis 120 Tagen jedoch relativ konstant bei ca. 15 % der Anwendungsmenge blieb. Bebrütungsversuche im Labor zeigten hingegen einen deutlich langsameren Abbau. Auch BURKHARD & GUTH (1981) kommen bei Abbauversuchen mit den Standardböden von "Hatzenbühl" und "Neuhofen" bei Laborversuchen auf 84 bzw. 170 Tage. Wie die Konzentrationsschwankungen bei den späteren Probenahmen auch zeigen, liegt - wie bei den oben zitierten Untersuchungen - auch hier nach einer relativ kurzen Zeit ein je nach Gehalt an organischer Substanz unterschiedlich hoher Plateauwert im Boden für Terbutylazin vor.

Zur Berechnung für  $DT_{50}$  wurde für Chlortoluron entsprechend den Untersuchungen von KIBLER (1979) eine Reaktion erster Ordnung zugrundegelegt.

Tab. 5-38:  $DT_{50}$ -Werte von Chlortoluron auf lehmigen Standorten

Fläche	Zeitraum	Zeitraum
	23 Nov. 89 - 5 Apr. 90	8 Okt. 90 - 18 Feb. 91
Nottuln F1	71 (d)	59 (d)
Nottuln F2		81 (d)
Nottuln F3	50 (d)	44 (d)

Die ermittelten Halbwertszeiten (Tab. 5-38) entsprechen etwa den aus Feldversuchen von KIBLER (1979) und VAAGT (1980) bekannten Werten von 33-56 bzw. 30-60 Tagen. MOOS (1979) ermittelte Halbwertszeiten von 70 bis 77 Tagen. Vermutlich wegen der sehr niedrigen Temperaturen liegen die ermittelten Werte im oberen Teil der Spannbreite bzw. beim Schlag F2 in Nottuln durch die längere Frostperiode auch über der Spannbreite der Literaturbefunde. In Laborversuchen wurden von COTTERIL (1988) mit 87-135 Tagen bzw. von MADHUN & FRED (1987) mit 582 - 2306 Tagen wesentlich höhere Halbwertszeiten ermittelt.

Nach BERGER (1989) läßt sich der Abbau von IPU am besten mit einem Polynom erster Ordnung beschreiben. Die damit ermittelten  $DT_{50}$ -Werte zeigt die Tabelle 5-39.

Tab. 5-39:  $DT_{50}$ -Werte von Isoproturon auf lehmigen Standorten

Fläche	Zeitraum	Zeitraum
	23 Nov. 89 - 5 Apr. 90	5 Apr. 90 - 11 Jun. 91
Südkirchen F1	37 (d)	
Südkirchen F2	< 29 (d)	
Nottuln F2		26 (d)

BERGER (1989) fand auf einem Lehm Boden und nach Applikation im Nachauflauf im Herbst mit 24,7 bzw. 32,4 Tagen in zwei Versuchsjahren vergleichbare Halbwertszeiten. Man erkennt aus dem Vergleich der beiden Tabellen, daß der Abbau von Isoproturon gegenüber Chlortoluron auch in der Winterhälfte bedeutend schneller verläuft. In diesem Zusammenhang sind auch die bei BERGER ermittelten  $DT_{90}$ -Werte zu sehen, die für alle Versuchsbedingungen Werte von weniger als 68 Tagen für Isoproturon ergaben. Von den ermittelten IPU-Gesamtrückstandskonzentrationen waren aber nach BERGER (1989) sowohl auf dem Lehm- als auch auf dem Sandboden durch eine rein wäßrige



Extraktion (nach STALDER & PESTEMER 1980) drei Wochen nach Applikation noch im Mittel 30 % zu extrahieren und lagen damit nur relativ schwach gebunden vor.

$DT_{90}$ -Werte wurden für Chlortoluron nicht ermittelt, da die Abbaubedingungen aufgrund zunehmender Alterung der Rückstände nicht einheitlich sind. Es würden sich aber bei einem Abbau erster Ordnung als Berechnungsgrundlage für Chlortoluron weitaus größerer Werte als für Isoproturon ergeben. Nicht nur aus dem Vergleich der beiden Tabellen geht hervor, daß Chlortoluron eine längere Halbwertszeit als auch einen höheren  $DT_{90}$ -Wert aufweist.

In der Tabelle 5-38 wurden nur Werte zugrundegelegt, in denen keine großen Schwankungen (wie etwa auf den Moorschlägen) aufgrund der lokalen Anreicherung organischer Substanz auftraten. Ebenso wurde der Schlag F2 in Merfeld nicht berücksichtigt, da die Konzentrationen schnell einem Plateau zustreben und hohe Restgehalte vorhanden sind. Hier kann dann nicht mehr zwischen dem Abbau von gealterten und neuen Rückständen unterschieden werden. Aber auch diese und die anderen Schläge zeigen im Gesamtvergleich, daß IPU in der Regel sehr viel schneller als Chlortoluron abgebaut wird. So war gegenüber einer Halbwertszeit von 77 Tagen im Zeitraum vom 24. November 1989 - 14. April 1990 für Chlortoluron auf dem Schlag Merfeld F2 die Halbwertszeit für Isoproturon in der Frühjahrsanwendung deutlich geringer, da nach Applikation von 1,25 kg/ha IPU Ende Februar (hohe IPU-Gehalte dort im Oberflächenabfluß) bereits im April nur noch 18 µg/kg registriert wurden. Wird der errechnete theoretische Gehalt direkt nach der Anwendung im Oberboden (0-30 cm) von 277 µg/kg zugrundegelegt, so ergeben sich für die Halbwertszeit weniger als 14 Tage. Auf gleich geringe Halbwertszeiten für IPU im Nachauflauf eines Frühjahrs kommt auch BERGER (1989) in seinen Feldversuchen. Er ermittelte für einen sandigen Boden vergleichbar dem in Merfeld für Isoproturon  $DT_{50}$ -Werte von 12,5 und 20,4 Tagen (zwei Versuchsjahre) bei reiner IPU-Anwendung und  $DT_{90}$ -Werte von 42,1 - 65,6 Tagen bei jeweils einer Frühjahrsanwendung für alle Versuchsbedingungen. Bei einer Frühjahrsanwendung ergab sich für Nottuln F2 ebenfalls ein geringer Wert von 26 Tagen auf einem Lehm Boden. Diese gegenüber einer Nachauflauf-Winteranwendung verkürzte Halbwertszeit entspricht den Werten von 17,4 und 21,3 Tagen bei reiner IPU-Anwendung, die BERGER für einen Lehm Boden ermittelte. Der Applikationstermin und die mit ihm verbundenen Temperatur- und (durch die Arrheniusgleichung damit verknüpfte) Abbaunterschiede machen sich auch aus dem Vergleich der Befunde anderer Autoren bemerkbar. So ermittelten WALKER (1983) bei einer Applikation im Sommer eine Halbwertszeit von 10-20 Tagen und HAVERS (1987, zitiert in BERGER 1989) bei einer Anwendung im April eine von 16-20 Tagen. MOOS (1979) hingegen fand bei einer Anwendung im November Halbwertszeiten von 35-42 Tagen.

Aus der Höhe und dem Konzentrationsverlauf der verschiedenen PSM in den unterschiedlichen Böden läßt sich abschließend und zusammenfassend folgendes feststellen:



- Bei einer praxisüblichen Anwendung von ca. 0,5 kg/ha Terbutylazin lagen die Konzentrationen bereits zwei bis zweieinhalb Monate nach Anwendung im August, abgesehen von sehr humosen Standorten, unter 33 µg/kg für den Ap-Horizont, meist aber noch weit darunter. Aus den errechneten theoretischen Gehalten und dem Augusttermin ergaben sich auf den verschiedenen Standorten maximale Halbwertszeiten von 25 bis 81, im Mittel von 46 Tagen. Hierin sind evtl. Verluste durch Verdampfung etc. während oder kurz nach der Applikation eingeschlossen. Höhere Restkonzentrationen auch zu späteren Probenahmeterminen traten nur bei Böden mit hohem organischem Anteil im Bereich Hochmoor und Merfeld auf, wobei davon ausgegangen werden kann, daß sie dann überwiegend stark an die lokal höher auftretende organische Substanz gebunden sind und damit nur noch gering zur Auswaschung neigen.
- Chlortoluron wies bei einer praxisüblichen Anwendung mit etwa 2 kg/ha auf Lehm Böden im Oktober Restgehalte von 120 - 200 µg/kg noch 4 Monate nach Anwendung bis in den Februar auf. Eine niedrigere Aufwandmenge führte zu entsprechend geringeren Konzentrationen. Die Halbwertszeit betrug auf diesen lehmigen Standorten zwischen 44 bis 81 Tagen, im Mittel 60 Tage. Die Gehalte von Chlortoluron im Oberboden der sandigen und moorigen Standorte werden stark durch den Anteil an organischer Substanz beeinflusst. Hohe Restkonzentrationen von vorherigen Anwendungen zeigen, daß die Abbaugeschwindigkeit auf diesen Standorten nach einer Anfangsphase kontinuierlich durch stärkere Bindung an die organische Substanz abnimmt. Die Alterung und damit aber auch die Auswaschungsverfügbarkeit beginnt demnach bereits nach wenigen Monaten.
- Isoproturon wies bei einer Aufwandmenge von 2 kg/ha Halbwertszeiten unter 37 Tagen auf den lehmigen Standorten auf. Die maximal angetroffenen Gehalte zu verschiedenen Probenahmezeitpunkten lagen dementsprechend niedriger als bei Chlortoluron. Gemäß auch den Befunden anderer Untersuchungen (BERGER 1989) wurde eine geringere Halbwertszeit bei einer Anwendung auf Lehm Böden im Frühjahr registriert. Gegenüber Lehm Böden ist bei einer Anwendung auf Sandböden ein schnellerer Abbau von IPU zu verzeichnen.

#### 5.2.4.3 Herbizidkonzentrationen im Oberflächenabfluß

Wie aus zahlreichen Untersuchungen im angloamerikanischen Schrifttum bekannt ist, können PSM besonders mit dem Oberflächenabfluß in die Vorfluter eingetragen werden. Eine Literaturowertung hierüber findet sich bei WAUCHOPE (1978) und KÜRTEN (1990).

Als relevante Austauschschicht gilt der oberste Bereich der Bodenkrume bis maximal etwa 2 cm (AHUJA et al. 1981, AHUJA 1986). Hierbei werden PSM entsprechend ihres Adsorptions- und Desorptionsverhaltens bevorzugt mit der wäßrigen Phase oder gebunden an Sediment aus den Flächen mit dem Oberflächenabfluß ausgetragen. BAILEY et al. (1974) unterscheiden in ihrer Zusammenfassung die vier folgenden unterschiedlichen PSM-Haupteintragspfade in den bzw. mit dem Oberflächenabfluß, die während des Abflußvorganges in wechselseitiger Beziehung stehen:

- Austausch zwischen Bodenlösung und dem abfließenden Wasser durch Diffusion
- Desorption von an Sediment gebundenen PSM durch das abfließende Wasser
- Transport gelöster PSM
- Transport partikulär gebundener PSM

Alle diese Faktoren können hinsichtlich verschiedener Substanzklassen von PSM sehr unterschiedlich sein. Innerhalb einzelner Gruppen, etwa bei den Triazinen oder Phenylharnstoffen, liegen, bezogen auf die Auswaschung mit dem Oberflächenabfluß, nach Literaturbefunden zumeist sehr ähnliche Verhältnisse vor. So konnten z.B. LEONARD et al. (1979) eine Regressionsgleichung gemeinsam für Atrazin, Cyanazin, Diphenamid und Propazin zwischen den Gehalten in der obersten Bodenschicht (0-1 cm) und den Konzentrationen im "runoff" aufstellen. Sie fanden bei einer relativ geringen Streuung und einem Bestimmtheitsmaß von 0,93 folgende Beziehung zwischen der Konzentration in der obersten Bodenschicht ( $x$  in  $\mu\text{g/g}$ ) und dem "runoff" ( $y$  = Wasser plus Sediment:  $\text{mg/l}$ ):

$$y = 0,05 x^{0.5}$$

Da bisher wenige bzw. keine Untersuchungen über das Austragsgeschehen von Terbutylazin, Chlortoluron und Isoproturon vorliegen, kann im wesentlichen nur auf Untersuchungen über den Austrag von Triazinen und Harnstoffen mit dem "runoff" allgemein zurückgegriffen werden. Neben den angegebenen Konzentrationen im Wasser und Sediment werden in den Studien, die überwiegend in den USA oder Kanada durchgeführt wurden, oft auch Angaben zum absoluten Austrag gemacht. Diese sind nicht ohne weiteres auf europäische Verhältnisse zu übertragen, da dort die zum Teil großflächigere Bewirtschaftungsform und insgesamt höhere Niederschlagsmenge oft zu einem größeren Abflußvolumen führen. Hinsichtlich der Erosivität der Regen ist nach SCHWERT-MANN et al. (1987) festzustellen, daß in Bayern die Erosivität mit 40 - 140 gegenüber 90 - 1000 ( $\text{kJ/m}^2 \times \text{mm/h}$ ) in den USA sehr viel geringer ausfällt. Diese ist nach BOTSCHEK et al. (1989) in Nordrhein-Westfalen gegenüber den bayrischen Verhältnissen nochmals niedriger einzustufen. Die Niederschläge fallen im Einzugsgebiet mit weniger hoher Intensität und dafür länger anhaltend (vgl. Kap. 5.2.4.7).

Auch hinsichtlich der Art der Untersuchungen muß zwischen kurzzeitig mit Starkregensimulatoren durchgeführten Versuchen und natürlichen, zumeist über einen längeren Versuchszeitraum (oft Vegetationsperiode) dauernden Versuchen auf Testparzellen unterschieden werden. In Bezug auf die Beregnungsversuche wird auf die zum Teil hohen Intensitäten (bis 60 mm pro Stunde) hinge-

wiesen, die im Einzugsgebiet selbst bei dem Jahrhundertereignis im Juni 1981 (Station Lüdinhau-  
sen: 91 mm Tagesniederschlag) bei weitem nicht erreicht werden. Hinzu kommt, das in der über-  
wiegenden Zahl der Studien, in denen der "runoff" zumeist in einem Ringgrabenablauf des Feldes  
gemessen wird, nicht zwischen "surface-" und "subsurface runoff" unterschieden werden kann.  
Der überwiegende Austrag von Triazinen findet nach WHITE et al. (1967), Hall et al.(1972),  
RITTER et al.(1974), SAUER & DANIEL (1987) in gelöster Form statt. Sie fanden in Untersuchen-  
gen mit Atrazin, Simazin, Propazin und Cyanazin, daß mehr als 75 % in der wäßrigen Phase  
ausgetragen werden. Der Austrag bezieht sich bei diesen Untersuchungen auf die gesamte Fracht,  
die sich aus Abflußvolumen und Konzentration im Abfluß bzw. aus Sedimentabtrag und Konzen-  
tration im Sediment zusammensetzt. Die weitaus höheren Konzentrationen finden sich hingegen im  
erodierten Sediment (Bereich: mg/kg), während im Abflußwasser zumeist Konzentrationen im  
Bereich  $\mu\text{g/l}$  ermittelt wurden. Aufgrund des weitaus höheren Abflußvolumens gegenüber dem  
Sedimentabtrag kommt es aber absolut gesehen in der Regel zu einem deutlich höheren Austrag  
mit dem Abfluß. Für die Phenylharnstoffe ist gegenüber den Triazinen mit einem noch stärkeren  
Austrag in Lösung gegenüber dem mit der festen Phase zu rechnen. Für die Phenylharnstoffe  
Linuron, Diuron und Fluometuron konnten WILLIS et al. (1975) bzw. BALDWIN et al. (1975)  
zeigen, daß diese zu über 90 % in der wäßrigen Phase transportiert wurden. Auch HAIDER (1991)  
ermittelte für einen stark erosionsempfindlichen Hopfenschlag (11 % Hangneigung, Braunerde aus  
Süßwassermolasse mit Lößüberdeckung, 43 % Schluffanteil) einen Austrag von 75 % mit der  
wäßrigen Phase gegenüber 25 % mit dem Sediment.

Für Terbutylazin ist aufgrund der geringeren Löslichkeit (8,5 mg/l) im Vergleich zu Atrazin mit  
einem prozentual geringeren Anteil am Austrag in der wäßrigen Phase zu rechnen. Untersuchungen  
von HALL (1974) zeigen allerdings, daß sich Terbutylazin (GS13529) im Austrag sowohl mit dem  
Sediment als auch mit dem Wasser nur unwesentlich von Atrazin unterscheidet; dies gilt ebenso  
für die Konzentration wie auch für ihren Verlauf kurz nach der Anwendung im Mai bis zum  
Untersuchungsende im Oktober. Im Gegensatz zu heutigen Aufwandmengen von ca. 0,5 bis 0,8  
kg/ha lagen diese bei 2,2 bzw. 4,5 kg/ha. Der höhere Austrag für Terbutylazin mit dem Sediment  
(Tab. 5-40) rührt im wesentlichen nur von der größeren Sedimentmenge her.

Für die unterschiedlichen Konzentrationen und für den zeitlichen Verlauf des gleichen Wirkstoffs  
im "runoff" spielt neben den Stoffeigenschaften eine Vielzahl von Faktoren eine Rolle. So  
führen höhere Aufwandmengen zu höheren Konzentrationen in der obersten Bodenschicht und  
jeweils dementsprechend bei gleicher Versuchsdurchführung auch zu höheren Konzentrationen im  
"runoff" (HALL et al. 1972, HALL 1974, TRIPLET 1978, RHODE et al. 1981).

Die absolute Aufwandmenge und der Zeitraum zwischen Applikation und dem ersten abflußbilden-  
den Niederschlagsereignis sind die beiden Faktoren, die die Wirkstoffkonzentration in der obersten  
Bodenzone und aufgrund der Gleichgewichtskonzentration auch im Oberflächenabfluß bedingen.



Der Zeitraum seit Anwendung wird als wichtigste Ursache für Konzentrationsunterschiede und als dominierender Faktor für die Höhe des Austrages aus einer behandelten Fläche von vielen Autoren gesehen (vgl. auch Tab. 5-41). Neben Verdampfung, Photolyse, Abbau und nicht reversibler Bindung können auch vorherige, geringere Niederschläge, die nicht zu einem Abfluß führen, sehr wohl Wirkstoffmengen durch Einwaschung in tiefere Bodenschichten einem späteren Abflußprozeß entziehen. Mit der Aufwandmenge und dem Zeitraum seit Applikation eng verbunden ist auch, daß der erste Niederschlag zum Teil erhebliche Anteile (bis über 50 %, vgl. Tab. 5-41) am Gesamtaustrag während einer Vegetationsperiode haben kann. Das gleiche Ergebnis stellten SMITH et al. (1978) bei Versuchen mit Atrazin, Propazin und Cyanazin fest.

Tab. 5-40: Vergleich Atrazin- / Terbutylazinaustrag mit dem "runoff", nach HALL (1974)

Aufwandmenge (kg/ha)	Wasser ----- (g/ha) -----	Sediment	Wasser + Sediment	Wasser ----- % von der Aufwandmenge -----	Sediment	Wasser + Sediment
Atrazin						
2,2	98,6	12,2	110,8	4,5	0,55	5,05
4,5	174,0	41,8	215,8	3,9	0,93	4,83
im Mittel	136,3	27,0	163,3	4,2	0,74	4,94
GS 13529						
2,2	65,6	43,4	108,9	3,0	1,97	4,97
4,5	179,9	76,7	256,6	4,0	1,70	5,70
im Mittel	122,8	60,0	182,8	3,5	1,84	5,34

Aber auch im Verlauf des Abflußvorganges an der Oberfläche kann es zu starken Konzentrationsabnahmen im Wasser und Sediment, insbesondere während des ersten Abflusses, kommen, wie es BAKER et al. (1978) für Cyanazine und WHITE et al. (1967) (Tab. 5-41) für Atrazin zeigen. Auch bei KLAINE et al. (1988) ergab sich anhand von Atrazin, daß der überwiegende Teil des Austrages in den ersten zwei Stunden stattfand, wobei Konzentrationen bis zu 250 µg/l gemessen wurden. Der Vergleich von filtrierten und unfiltrierten Proben ergab, daß mehr als 95 % in der wäßrigen Phase transportiert wurden. Für einen in den Boden eingearbeiteten Wirkstoff hingegen fanden BAILY et al. (1974) über einen Versuchszeitraum von zwei Stunden mit Atrazin, nach einer anfänglich höheren Verlustrate, einen zum Versuchsende hin konstanten Verlauf der Auswaschung. Auch für Isoproturon ermittelte HAIDER (1991) bei Beregnungsversuchen mit mehr als 60 mm/h eine starke, in den Anfangsphasen lineare Abnahme der Wirkstoffkonzentration im Abflußwasser und Sediment. So fiel die Konzentration vom 1. bis zum 300. abgeflossenen Liter der Versuchsparzelle im Sediment des Abflußwassers von ca. 3000 µg/kg auf 200 µg/kg und im Wasser von 600 µg/l auf 40 µg/l. Weder der Beregnungszeitpunkt 2 Stunden, 1 Tag, 3 Tage oder 7 Tage nach Applikation noch die Bepflanzung (Brache oder mit Gerste bewachsen) hatten nach HAIDER wesentlichen Einfluß auf die ermittelten Wirkstoffkonzentrationen.



Tab. 5-41: Atrazinkonzentration und -austrag in Abhängigkeit von der Aufwandmenge und dem Zeitraum zwischen Applikation und Abflußereignis nach: (a) HALL et al. (1972), (b) TRIPLETT et al. (1978), (c) WHITE et al. (1967)

(a) Beregnungsversuch					
Aufwand (kg/ha)	Abflußhöhe (mm)	Wasser (ppm)	Sediment (ppm)	Gesamtaustrag (g/ha)	
0,6	280	0,00	<0,01	<0,01	
1,1	280	<0,01	0,10	0,07	
2,2	280	0,01	0,12	0,47	
4,5	280	0,01	0,15	0,27	
6,7	280	0,02	0,37	1,56	
9,0	280	0,02	0,41	1,16	

---

(b) Einzelergebnisse					
Tage seit Applikation	Aufwand (kg/ha)	Ereignis- abflußhöhe (mm/ha)	Ereig.- Konz. Wasser (ppm)	Ereignis- austrag (g/ha)	Gesamt- austrag (g/ha)
1	3,36	5,43	0,48	26,07	33,00
2	2,24	0,59	0,10	0,97	1,0
4	1,68	6,23	0,34	21,2	28,4
10	1,12	20,62	0,20	41,23	64,12
20	1,12	0,59	0,13	0,30	0,35
31	1,79	0,07	0,14	0,07	0,84
37	2,24	0,54	0,11	0,48	1,8
37	1,12	0,20	n.n.		
51	3,36	0,03	n.n.		
87	1,68	n.n.	n.n.		

---

(c) Beregnungsversuch (Aufwandmenge 1,5 kg/ha, Beregnung 1 Stunde mit insgesamt 64 mm)

Minute seit Abfluß- beginn:	1 Stunde nach Applikation: Konzentration		96 Stunden nach Applikation: Konzentration	
	Wasser (ppm)	Sediment (ppm)	Wasser (ppm)	Sediment (ppm)
7	8,08	88,0	3,76	40,4
18	2,19	6,4	1,04	5,1
28	1,25	2,4	0,54	2,3
38	0,83	1,4	0,34	1,5
48	0,59	0,9	0,21	1,0
58	0,40	0,6	0,17	0,8
63	0,34	0,5	0,16	0,8

Die auf den Versuchsflächen installierten Auffangwannen sollten dazu dienen, die durchschnittlichen Konzentrationen und deren zeitlichen Verlauf im "runoff"-Wasser und Sediment der betrachteten PSM zu ermitteln. Bei gleichzeitigem Auftreten von Wasser und Sediment in den Auffangwannen muß entsprechend der oben aufgeführten Überlegungen von einer mehr oder weniger eingetretenen Gleichgewichtseinstellung zwischen Wasser und Sediment ausgegangen werden. Diese ist von dem Zeitraum zwischen Auftreten des Abflußereignisses und dem Zeitpunkt der Probenahme abhängig. Wie in Kapitel 4.2.4.3 ausgeführt, können aufgrund äußerer Einflüsse nur die Konzentrationen der beprobten Abflüsse interpretiert werden. Das Fehlen von einzelnen Probenahmeterminen nach hohen Niederschlägen kann also nicht dahingehend interpretiert werden, daß es nicht zu einem Oberflächenabfluß auf der Fläche gekommen ist.

### Befunde im Oberflächenabfluß

Auf dem Schlag F2 in Nottuln wurde die Auffangwanne mit je 5 m links und rechts verlegten Leitblechen in einer leichten Senke installiert, die im Mittel eine Neigung von ca. 3-4 % aufweist. Das Zentrum der Wanne befand sich in einem vom Landwirt angelegten Durchstichgraben, der darauf schließen ließ, daß es nach Niederschlägen häufiger zum Auftreten eines Oberflächenabflusses in diesem Bereich kommt. Gegenüber dem ursprünglich vorgesehenen Chlortoluron wurde durch den Landwirt aus betriebswirtschaftlichen Gründen Methabenzthiazuron (4,5 kg/ha Tribunil) im Oktober eingesetzt. Aus diesem Grund wurden die hier gewonnenen Proben auch auf Methabenzthiazuron untersucht. Die Abbildung 5-59 zeigt den Konzentrationsverlauf über den Winterzeitraum.

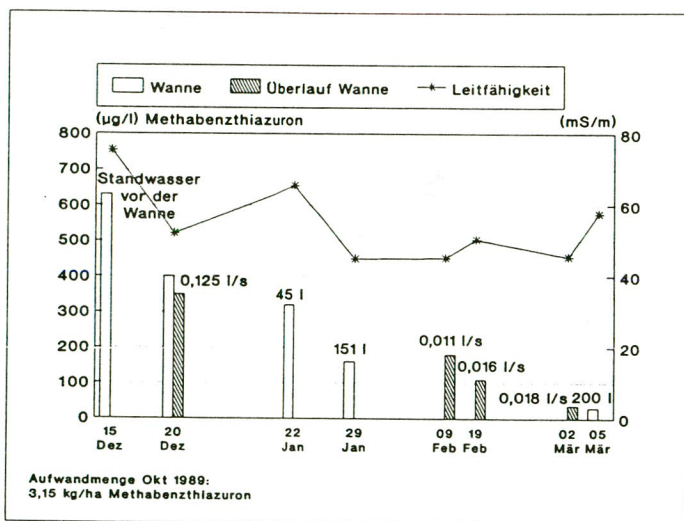


Abb. 5-59: Konzentrationsverlauf von Methabenzthiazuron im Oberflächenabfluß auf der Fläche F2 in Nottuln

Mitte Dezember hatte sich nach den ersten Niederschlägen 4-5 m vor der Wanne eine Vernäsungszone gebildet, ohne daß es vorher zu einem Oberflächenabfluß aus der Fläche heraus gekommen war. Die Beprobung des Standwassers in diesem Bereich, daß - eventuell verdünnt durch nachfließendes Wasser - den Vorfluter erreichen würde, ergab Konzentrationen von mehr als 600 µg/l. Beim ersten einsetzenden Abfluß im Dezember aus der Fläche hinaus ergaben sich Konzentrationen von 350 µg/l im Überlauf der Wanne. Die in der Wanne ermittelten Gehalte lagen

mit 400  $\mu\text{g/l}$  geringfügig höher, was darauf hindeutet, daß die Konzentrationen zu Beginn des Abflusses größer waren. Die Konzentrationen fielen im Mittel von 200  $\mu\text{g/l}$  im Januar und 140  $\mu\text{g/l}$  im Februar auf unter 50  $\mu\text{g/l}$  Anfang März.

Entgegen den ersten Erwartungen handelt es sich nicht um echtes Überlandfließen, sondern weitestgehend um bodeninternen Abfluß. Das war zum einen daran erkenntlich, daß der Abfluß auch nach zehn Stunden Niederschlagsfreiheit am 9. und 19. Februar noch geringfügig anhielt. Zum anderen geht dieses auch aus der mit in Abbildung 5-59 dargestellten Höhe und dem Verlauf der Leitfähigkeit hervor, die im Gegensatz zu anderen Proben aus reinem Oberflächenabfluß mit 40 - 50 mS/m weitaus höher lag. Hier ist gemäß der Profilbeschreibung (Kap. 5.2.1.1) mit einem überwiegenden bodeninternen Abfluß auf dem sehr hoch anstehenden Sd-Horizont und/oder auf einer Pflugsohlenverdichtung unter dem sandigeren Oberboden der Fläche zu rechnen. Aufgrund der kurzen Fließstrecke über die Bodenoberfläche kam es nur selten und insgesamt auch nur zu einem äußerst geringen Sedimentaustrag (max. 0,5 kg/TS). Dieser setzte sich als Sedimentfilm am Boden der Wanne ab.

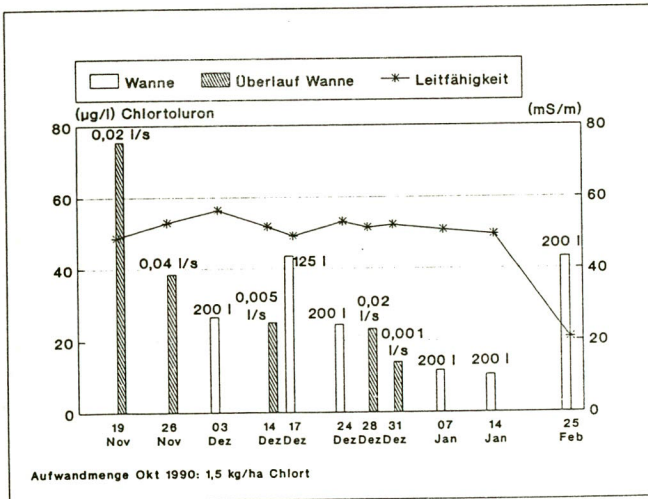


Abb. 5-60: Konzentrationsverlauf von Chlortoluron im Oberflächenabfluß auf der Fläche F2 in Nottuln

Abbildung 5-60 zeigt im wesentlichen dasselbe Bild anhand des Konzentrationsverlaufes von Chlortoluron. Hier lag jedoch die Konzentration wesentlich geringer, obwohl der Zeitraum zwischen Applikation und Einsetzen des ersten Abflusses kürzer war. Das ist zum einen sicherlich auf die deutlich geringere Aufwandmenge zurückzuführen, die allerdings mit einen Faktor 1:2 die Konzen-

trationsunterschiede von etwa 1:8 nicht erklärt. Hier scheinen sich die ungünstigeren Wirkungseigenschaften von Methabenzthiazuron auszuwirken. Methabenzthiazuron hat demzufolge nach BBA (1991) auch eine W1-Auflage. Die relative Konzentrationsabnahme im Abfluß ist bei beiden Wirkstoffen gleich. Damit ist der Konzentrationsunterschied nicht in einer unterschiedlichen Halbwertszeit begründet, sondern er muß auf Sorptionseigenschaften zurückgeführt werden, sofern man eine evtl. Beeinflussung des Abbaues durch die unterschiedlichen Witterungsverhältnisse der beiden Jahre unberücksichtigt läßt. Die auffällige Erhöhung des Chlortolurongehaltes am Ende des Untersuchungszeitraumes (25. Februar 1991) im Oberflächenabfluß ist auf die Auftauphase nach einer Frostperiode zurückzuführen. Dieses ist auch an der niedrigen Leitfähigkeit erkennbar, die zeigt, daß keine Bodenpassage stattgefunden hat und der überwiegende Teil des Wassers im Sammelbehälter in diesem Fall von einem Abfluß an der Bodenoberfläche herrührt. Die hohen Konzentrationen dürften in diesem Fall auf die lange mögliche Gleichgewichtseinstellung während der Gefrier- und Auftauphase des Bodens zurückzuführen sein. Hierauf wird ausführlicher noch in Kapitel 5.2.4.4 eingegangen.

Im März 1990 war zusätzlich Isoproturon mit 1,25 kg/ha aufgegeben worden. Da direkt nach der Applikation keine Abflüsse mehr auftraten, kann über die Konzentrationen von IPU im Oberflächenabfluß aus dieser Fläche nichts ausgesagt werden. Die Konzentrationen Mitte November lagen bereits wieder unter 0,25 µg/l.

Auf dem Schlag F1 in Nottuln war ein Auffangtrichter mit Leitblechen am Unterhang im Bereich einer Fahrspur angebracht, da aufgrund der Bewirtschaftung parallel zum Gefälle des Schlages (3 % oberhalb des Auffangbereiches) mit einem starken bis überwiegenden Abfluß in den Fahrspuren zu rechnen ist. Am Hangfuß unterhalb dieser und einer benachbarten Fahrspur befand sich im Bereich des Vorgewendes eine Senke, die eine leichte Rillenerosion bis zum nächsten Graben aufwies. Die leichten Erosionserscheinungen in der Senke und ein hoher Anteil an verschlammtem Sediment zeigen, daß es oberhalb am Hang zu einem deutlichen Oberflächenabfluß kommt. Da der Auffangtrichter zwischen November und Dezember nicht installiert war, wurde die Konzentration des Oberflächenabflusses in diesem Zeitraum anhand des Standwassers im Senkenbereich ermittelt, wo aufgrund des Überlaufes mit einem weitgehenden Austausch des Standwassers bei Abflußereignissen gerechnet werden kann.

Die Abbildung 5-61 zeigt die Höhe und den Verlauf der ermittelten Chlortoluronkonzentrationen im Oberflächenabfluß des Schlages F1 in Nottuln. Einen Monat nach Anwendung von 2,45 kg/ha Chlortoluron ergibt sich nach den ersten stärkeren Niederschlägen ein mittleres Konzentrationsniveau Mitte November 1990 von 200 µg/l. Dieses fiel dann auf etwa 30 µg/l Mitte Januar und erreichte während der Auftauphase (25. Februar) noch einmal 100 µg/l. Die starken Schwankungen im Dezember können aufgrund der Probenahme im Senkenbereich nicht weitergehend interpretiert werden, da dort ein kompliziertes Wechselspiel zwischen transportiertem Sediment, Wasser und weiterer Verdünnung durch spätere Niederschläge und Abflüsse vorliegt.



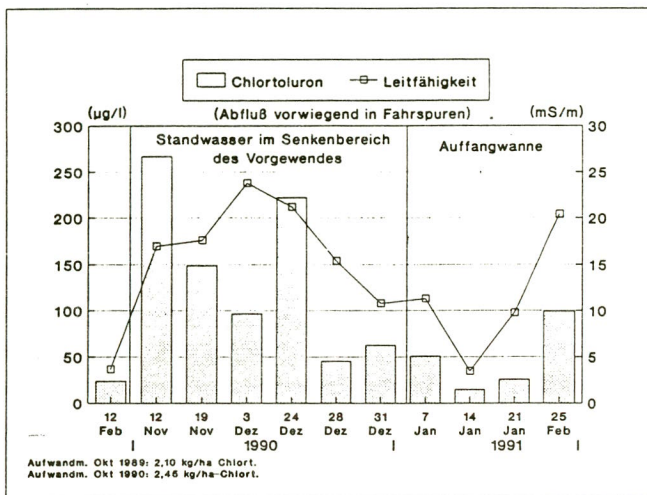


Abb. 5-61: Chlortoluronkonzentration im Oberflächenabfluß auf dem Schlag F1 in Nottuln

Die Konzentration der einzigen möglichen Probenahme in der Auffangwanne nach der Anwendung im Oktober 1989 am 12. Februar 1990 zeigt, daß mit einer Konzentration von 25 µg/l ein gleiches Niveau vorliegt wie bei vergleichbarer Aufwandmenge ein Jahr später im Januar. Der Termin im Februar läßt sich aufgrund der Frostperiode hiermit nicht vergleichen.

Auf dem Schlag F1 in Südkirchen war die Auffangwanne am Fuß einer Teilfläche mit 3 % Gefälle installiert. Die ermittelten Konzentrationen zeigt Abbildung 5-62.

Bei insgesamt geringen Auffangmengen zeigen sich für Isoproturon relativ niedrige Konzentrationen von max. 13 µg/l zwei Monate nach Applikation im Oktober, die auf 2,5 µg/l im März abfallen. Hinsichtlich der geringen Abflußmengen, die jeweils aus dem nur wenige Meter umfassenden Bereich der unteren Leitbleche herrühren, stellt sich die Frage, ob durch vorherige Niederschläge ein Teil des IPU in tiefere Bodenschichten eingewaschen wurde und somit zur Auswaschung nicht mehr zur Verfügung steht. Obwohl der Abbau von IPU gegenüber Chlortoluron auf den Böden in Nottuln deutlich schneller verlief, lassen sich die ausgesprochen niedrigen Konzentrationen von IPU im Auffangwasser anders nicht erklären. Die Chlortolurongehalte im November, einen Monat nach Applikation, hingegen zeigen auch bei der niedrigen Abflußmenge eine vergleichbare Größenordnung der Konzentration wie auf den beiden Schlägen in Nottuln. Auch die Konzentration nach der Frostperiode entspricht im wesentlichen bei gleicher Aufwandmenge mit 20 µg/l den Verhältnissen auf dem Schlag F2 in Nottuln. Die niedrigen Isoproturongehalte der drei vorherigen Probe-

nahmen am 31. Dezember und am 7. bzw. 14. Januar beruhen auf einem Verdünnungseffekt von oberflächlich austretendem Dränagewasser (erkenntlich an der hohen Leitfähigkeit der Proben, was auf eine Bodenpassage hindeutet), das sich zu dieser Zeit bei verstärkter Schüttung bis in die Zone der Auffangwanne erstreckte und somit lediglich Konzentrationen von 1-3  $\mu\text{g/l}$  aufweist (vgl. Kap. 5.2.4.4).

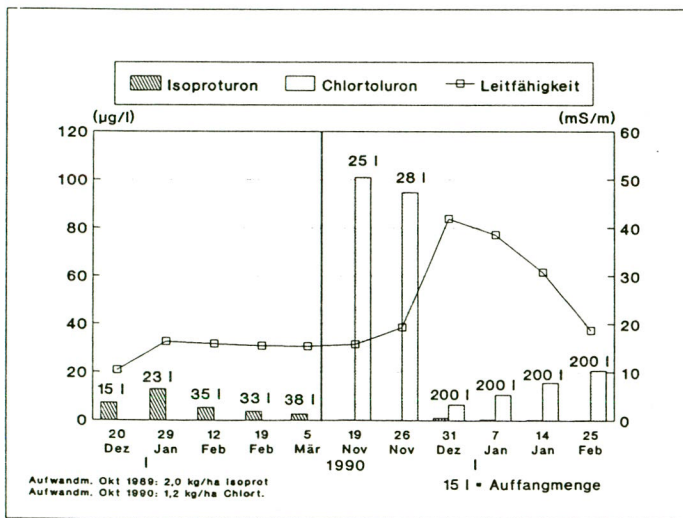


Abb. 5-62: Herbizidkonzentrationen im Oberflächenabfluß auf dem Schlag F1 in Südkirchen

Auf dem Schlag F2 in Südkirchen kam es nur selten zu einem, äußerst geringen, Oberflächenabfluß in der installierten Auffangwanne. Wie die Abbildung 5-36 zeigt, weist dieser Schlag eine hohe Durchlässigkeit im Oberboden auf und ist gegenüber dem Schlag F1 in Südkirchen voll funktions-tüchtig dräniert. Die folgende Tabelle 5-42 zeigt die Konzentrationen in der Auffangwanne im Bereich der Fläche F2. Aufgrund der geringen Mengen, die überwiegend aus dem unteren Bereich der Ableitbleche stammen, werden die ermittelten Werte zwar in der folgenden Tabelle aufgelistet, können aber insgesamt als wenig repräsentativ für die gesamte Fläche gelten. In diesem Zu-sammenhang stellt sich nämlich zusätzlich die Frage, ob diese kleine Fläche bei der normalen Spritzung durch den Landwirt am Uferand normal, also mit der entsprechenden Aufwandmenge miterfaßt worden ist. Aus diesem Grund können die Gehalte eher als Hinweis für solche Konzen-trationen gelten, die aus einem Randbereich einer Fläche (ca. 1-3 m) in den Vorfluter eingetragen werden können. In den Tabellen 5-42 und 5-43 sind auch die im Oberflächenabfluß ermittelten

elektrischen Leitfähigkeiten (Summenparameter für die gelösten Ionen) wiedergegeben, um deren generelle Größenordnung im Oberflächenabfluß aufzuzeigen. Die niedrigeren Leitfähigkeiten im zweiten Jahr in Tabelle 5-42 und die damit einhergehenden höheren Konzentrationen an Chlortoluron gegenüber Isoproturon ein Jahr zuvor stehen nicht ursächlich in einem Zusammenhang. Die niedrigeren Leitfähigkeiten sind vermutlich auf eine geringere Düngungsintensität oder auch auf eine stärkere Auswaschung aufgrund der hohen Niederschläge im zweiten Jahr auf der Fläche F2 zurückzuführen.

Tab. 5-42: Herbizidkonzentrationen und Leitfähigkeit im Oberflächenabfluß (Randbereich) der Fläche Südkirchen F2

Datum	Menge (l)	Isoproturon (µg/l)	Chlortoluron (µg/l)	Lf (mS/m)	
20 Dez. 89	27,4	0,46	< 0,05	17,8	Aufwandmenge: Oktober 1989 2,0 kg/ha Isoproturon
29 Jan. 90	16,9	< 0,05	< 0,05	15,7	
5 Mär. 90	12,0	0,27	< 0,05	20,4	
26 Nov. 90	6,5	0,07	31,00	9,7	Aufwandmenge: Oktober 1990 1,2 kg/ha Chlortoluron
7 Jan. 91	10,0	0,05	7,60	6,9	
14 Jan. 91	4,0	< 0,05	5,30	12,5	
25 Feb. 91	7,5	< 0,05	5,50	9,9	

In Merfeld waren auf den Schlägen F1 und F3 Auffangwannen installiert. Beim Schlag F3 befand sich die Auffangvorrichtung unterhalb einer randlichen Hangneigung von 3 %. Bei dem relativ ebenen Schlag F1 waren der Trichter und die Leitbleche in die Randfurche zum Graben eingelassen. Hier wurde also nur Wasser aufgefangen, wenn es zu einem kurzfristigen Überstau der Fläche in diesem Bereich kam.

Tab. 5-43: Herbizidkonzentrationen und Leitfähigkeit im Oberflächenabfluß in Merfeld

Datum	Menge (l)	Isoproturon (µg/l)	Chlortoluron (µg/l)	Lf (mS/m)	Anwendung:
Merfeld F1					
21 Dez. 89	3	< 0,05	< 0,05	7,2	Ende Februar 90: 1,25 kg Isoproturon
6 Mär. 90	25	97,00	< 0,05	19,6	
20 Nov. 90	200	0,16	0,41	12,3	
27 Dez. 90	17	0,05	0,11	11,4	F1 und F3: Chlortoluron keine Anwendung im Untersuchungszeitraum
2 Jan. 91	70	< 0,05	< 0,05	4,1	
8 Jan. 91	200	< 0,05	< 0,05	7,6	
26 Feb. 91	200	< 0,05	0,53	9,8	
Merfeld F3					
30 Jan. 90	6	1,40	< 0,05	7,0	Oktober 90: Teilflächenbehandlung mit Isoproturon
20 Nov. 90	70	3,88	1,50	7,6	
2 Jan. 91	6	1,28	0,05	3,9	
8 Jan. 91	70	2,47	0,05	2,2	

Hohe Konzentrationen wurden aufgrund der Relation von Applikation und erstem Auftreten der Oberflächenabflüsse nur am 6. März 1991 kurz nach der Applikation auf dem Schlag F1 ermittelt (Tab. 5-43). Die niedrigeren Gehalte an Chlortoluron entstammen den Restgehalten im Oberboden auf den Schlägen (bei F1 allerdings schon unter der Bestimmungsgrenze). Erstaunlich ist, daß es auf dem Schlag F1 trotz hoher Durchlässigkeiten und Dränierung zumindest dreimal kurzfristig zu einem Überstau der Fläche in diesem Bereich kam. Die Infiltrationskapazität war also auch hier, vermutlich wegen der geringeren Durchlässigkeit im Ap (vgl. Abb. 5-37), nach Starkregen überschritten. Aufgrund einer intakten, recht hohen Randfurche wäre dieses Wasser vermutlich erst nach einer Bodenpassage in den Vorfluter gelangt.

Im Bereich Hochmoor waren keine Wannen installiert worden, da die intensive Dränierung und die ebenen Morphologie keinen nennenswerten Überstau der Flächen und damit einen evtl. verbundenen Oberflächenabfluß erwarten lassen. Im November 1990 und Januar 1991 kam es aber auch hier nach den starken Niederschlägen zu einer Oberflächenvernässung der drei Schläge. Die Tabelle 5-44 zeigt die Konzentrationen, die im Standwasser, also nach einer relativ langen Gleichgewichtseinstellung ermittelt wurden. Hohe Konzentrationen weist lediglich der Schlag F2 auf, der als einziger der drei Flächen im Oktober 1990 mit IPU (1,25 kg/ha) behandelt wurde.

Tab. 5-44: Herbizidkonzentrationen und Leitfähigkeit in der Oberflächenvernässung im Bereich Hochmoor

Hochmoor	Isoproturon ( $\mu\text{g/l}$ )	Chlortoluron ( $\mu\text{g/l}$ )	Lf (mS/m)
F1 20 Nov. 90	< 0,05	< 0,05	5,3
2 Jan. 91	< 0,05	0,63	9,5
F2 20 Nov. 90	44,82	0,48	2,5
F3 2 Jan. 91	< 0,05	< 0,05	4,1

Auf die generell geringen Atrazin- und Terbutylazinkonzentrationen, die im Oberflächenabfluß ermittelt wurden, wird hier nicht weiter eingegangen, da sie alle unter  $0,5 \mu\text{g/l}$  bzw. meist unter  $0,2 \mu\text{g/l}$  lagen. Die geringen Konzentrationen sind darauf zurückzuführen, daß kein Oberflächenabfluß auf den untersuchten Schlägen während der Sommerhälfte 1989 kurz nach der Behandlung im Mai auftrat bzw. bis zum ersten abflußwirksamen Ereignis im Dezember die Konzentrationen im Boden, wie in Kap. 5.2.4.2 gezeigt wurde, weitgehend schon wieder abgebaut waren oder nicht mehr reversibel gebunden sind. Für die Erklärung der Belastung im Vorfluter kurz nach der Anwendung muß deshalb wegen fehlender Beprobungsmöglichkeit auf die o.g. Untersuchungen von HALL (1974) verwiesen werden. Aufgrund der geringen Aufwandsmengen von Terbutylazin und wegen des schnellen Abbaues spielen die Konzentrationen im Oberflächenabfluß im Herbst und Winter



zumeist nur eine äußerst geringe bis keine Rolle hinsichtlich der Belastung der Vorfluter mit PSM. Höhere Konzentrationen wurden lediglich auf einer sonst nicht näher untersuchten Fläche in Merfeld ermittelt. Hier stand nach starken Regenfällen am 8. Februar 1990 eine Fläche, auf der im vorhergehenden Jahr Mais angebaut worden war, unter Wasser. Zur Entwässerung dieser Fläche war kurz vor der Probenahme von einem Landwirt ein Durchstichgraben zum Vorfluter angelegt worden. Aufgrund der starken Strömung durch das abfließende Wasser wurde ein Großteil der Bodenkrume abtransportiert. Die bei einer Schüttung dieses Durchstichgrabens von 2 l/s entnommene Probe ergab Terbutylazingehalte von 0,75 µg/l und Desethylterbutylazingehalte von 0,27 µg/l. Aufgrund der wendenden Bodenbearbeitung, erkenntlich an den z.T. untergepflügten Maisstoppeln, waren die höheren Konzentrationen der obersten Bodenschicht bereits in größere Tiefen verlagert worden waren. Es ist leicht vorstellbar, welche Konzentration sich nach dem o.g. für ein erst im vorhergehenden Herbst mit höherer Aufwandmenge im Getreide eingesetztes Herbizid in dem Abfluß einer solchen Fläche ergeben hätte.

#### **5.2.4.4 Herbizidkonzentrationen im Drainageabfluß**

##### **Befunde in den Dränagen**

Im folgenden wird nur auf die PSM-Befunde in den Dränagen und deren Deutung eingegangen. Hinsichtlich der Art der Dränung und deren Bezug zum jeweiligen Bodentyp wird auf die Kapitel 2.5.2.2 und 5.2.1 verwiesen.

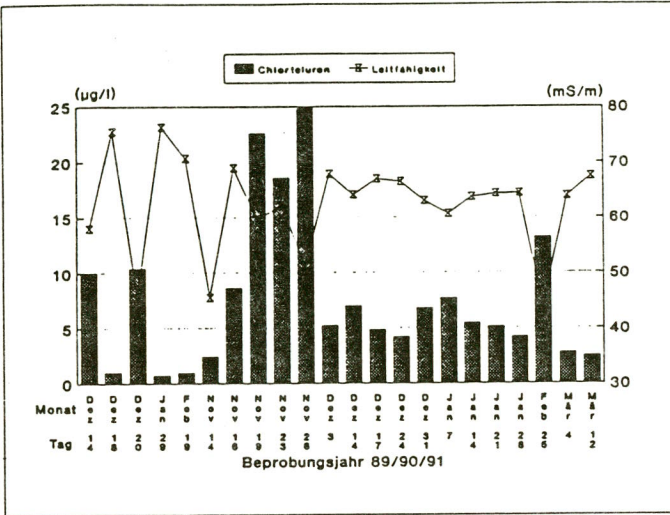
Auf den beiden dränierten Schlägen in Nottuln waren die höchsten Chlortoluronbefunde über den gesamten Beobachtungszeitraum in den Dränagen zu verzeichnen. Die Abbildung 5-63 zeigt die ermittelten PSM-Konzentrationen des Schlages F1. Aufgrund der hohen Schwankungen von Chlortoluron nach der ersten Anwendung mit 2,1 kg/ha (Oktober 1989) wurde im darauf folgenden Versuchsjahr, kurz nach der erneuten Anwendung (2,4 kg/ha), die Probenahme mit einer höheren Frequenz durchgeführt. Gegenüber den Monaten nach der ersten Applikation mit zeitweise niedrigen Gehalten von ca. 1 µg/l, wurde im darauffolgenden Jahr ein Wert von 3 µg/l erst sehr spät (Mitte März) unterschritten. Insgesamt zeigt sich zwischen den beiden Jahren ein vergleichbares Bild der Konzentrationen, berücksichtigt man, daß die hohen Novemberkonzentrationen im zweiten Jahr einen Monat nach Applikation ermittelt wurden, während die höheren Dezemberkonzentrationen des ersten Jahres ohne vorherige Schüttung der Drainage einen Monat später festgestellt wurden. Die ebenfalls dargestellten Leitfähigkeitswerte der Stichproben zeigen, abgesehen von der engen Beprobung im November nach dem Starkregen, ein gegensätzliches Bild zur PSM-Konzentration. Spitzen der PSM-Gehalte zeichnen sich durch sehr niedrige Leitfähigkeiten der Proben aus. Besonders auffällig ist dieses am 25. Februar 1991 kurz nach der Schneeschmelze bzw. während der Auftauphase des Bodens.

In Abbildung 5-64 sind die ermittelten Konzentrationen der Triazine und von Isoproturon dargestellt. Obwohl Isoproturon während der letzten zwei Jahre nicht angewendet wurde, sind geringe Gehalte zu verzeichnen, letzteres allerdings bei sehr geringen Schüttungen (vgl. Abb. 5-65).

Nach der Anwendung von 0,48 kg/ha Terbutylazin im Mai 1989 sind im Dezember Konzentrationen von 3 µg/l des Wirkstoffs und seines Metaboliten im Dränagewasser registriert worden. Das sind, im Vergleich zu dem mit deutlich höherer Aufwandmenge erst zwei Monate vor der ersten Probenahme ausgebrachten Chlortoluron, erstaunlich hohe Gehalte, setzt man übliche Halbwertszeiten für den Abbau im Boden voraus. Daß ein umfangreicher Abbau stattgefunden hat, zeigen die vergleichbar hohen Gehalte an Desethylterbutylazin an. Das Verhältnis der Konzentrationen von Chlortoluron zu Terbutylazin liegt somit unter dem der entsprechenden Aufwandmengen, was die Vermutung nahelegt, daß hier anscheinend unterschiedliche Eintragspfade in die Dränage vorliegen können, auf die weiter unten noch ausführlicher eingegangen wird.

Sehr ähnliche Verhältnisse, wie oben geschildert, werden auch für die beprobte Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln angetroffen. Ein Vergleich von Abbildung 5-67 mit Abbildung 5-63 (hier fehlt der Probenahmetermin am 20. Dezember) zeigt, daß der Verlauf der Konzentrationsschwankungen über den Beobachtungszeitraum fast deckungsgleich ist. Insgesamt aber bewegen sich die PSM-Konzentrationen der Dränage F3 auf einem um das 2- bis 3-fache geringeren Konzentrationsniveau. Insbesondere während der dichteren Beprobung im November ergeben sich deutlich höhere Gehalte in der Dränage unter der Fläche F1. Für den absoluten Austrag an PSM aus der Dränage muß jedoch festgehalten werden, daß diese Dränage ca. 2 ha, die Dränage vom Schlag F1 aber die doppelte Fläche entwässert. Da beide aber etwa die gleiche Schüttung aufweisen, ergibt sich für den Austrag aus der Fläche, abgesehen vom November, eine vergleichbare Größenordnung. Wie auf dem Schlag F1 sind im Dränageabfluß auf dem Schlag F3 noch deutliche Gehalte von Terbutylazin im Dezember 1989 nachweisbar (Abb. 5-68). Neben der Schüttung der beiden Dränagen sind die Konzentrationen der Begleitparameter auf den Abbildungen 5-65 und 5-66 bzw. für die Dränage vom Schlag F3 auf den Abbildungen 5-69 und 5-70 wiedergegeben. Diese können mit den PSM-Wirkstoffen über einen längeren Zeitraum nicht in Bezug zur absoluten Konzentrationshöhe, sondern nur in Bezug auf gleichartige Schwankungen verglichen werden, da bei den PSM aufgrund von Abbau und Adsorption die Konzentrationen mit der Zeit abnehmen. Die Hauptkationen und Hauptanionen repräsentieren in ihrer Gesamtheit den Summenparameter der Leitfähigkeit in den vorherigen Abbildungen.

Nach Beendigung der Frostperiode zeichnet sich die Probe vom 25. Februar 1991 durch niedrigere Gehalte an überwiegend geogenen Inhaltsstoffen wie Calcium und Hydrogencarbonat aus und weist dafür höhere Gehalte an anthropogenen Parametern aus der Düngung wie Kalium und Nitrat auf. Ebenso deutlich sind zu diesem Termin der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und das lösliche Monophosphat erhöht. Ähnliche Auffälligkeiten ergeben sich auch während der höheren Schüttung der Dränagen am 26. November für die Begleitparameter.



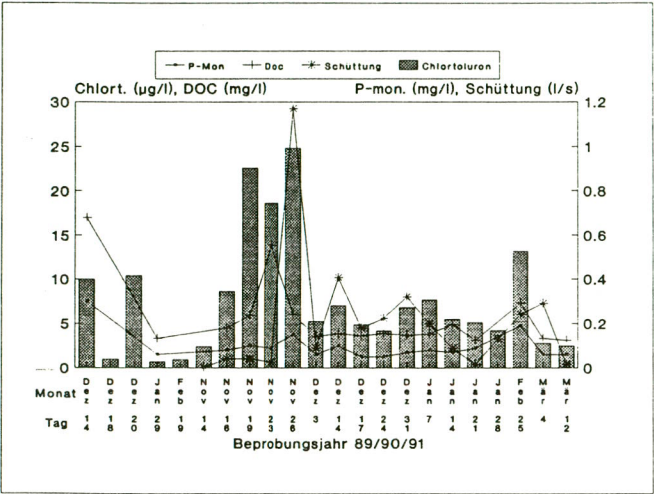


Abb. 5-65: Schüttung und Gehalte an DOC und Monophosphat in Relation zu den Chlortoluron-gehalten in der Dränage auf dem Schlag F1 in Nottuln

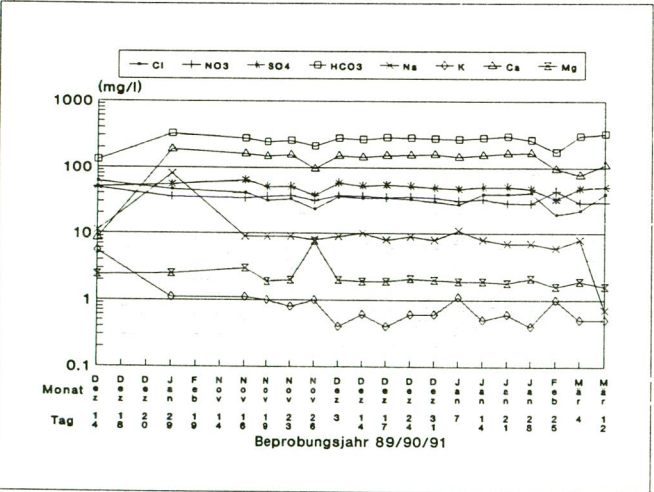


Abb. 5-66: Konzentrationen der Hauptkationen und Hauptanionen in der Dränage auf dem Schlag F1 in Nottuln



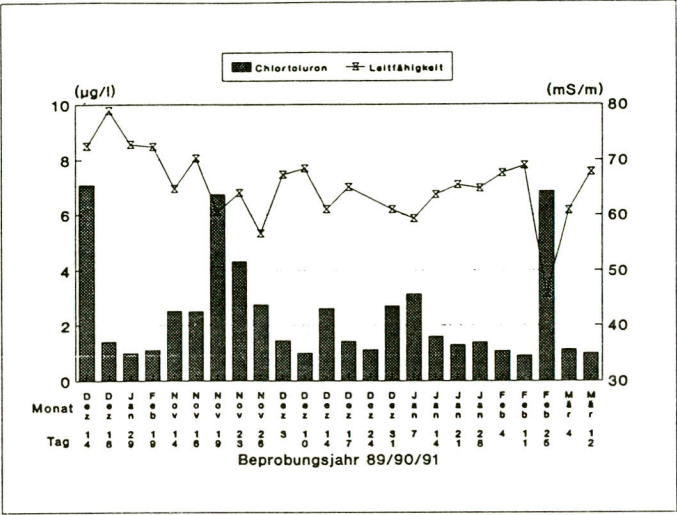


Abb. 5-67: Verlauf der Chlortoluronkonzentration und der Leitfähigkeit in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln

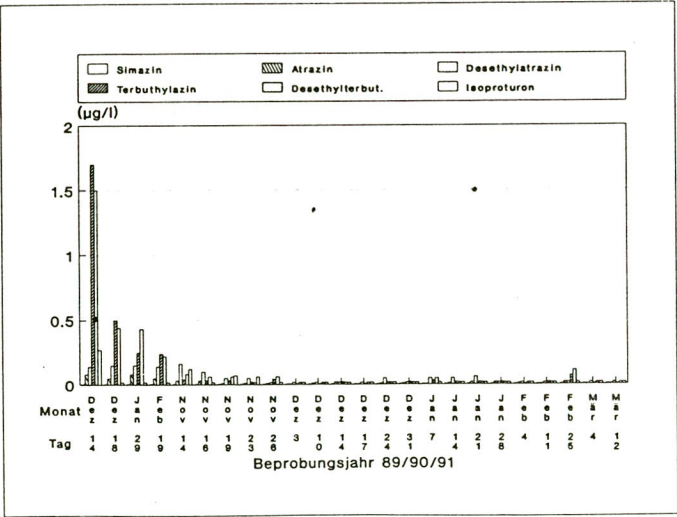


Abb. 5-68: Konzentrationen von Isoproturon und s-Triazinen in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln

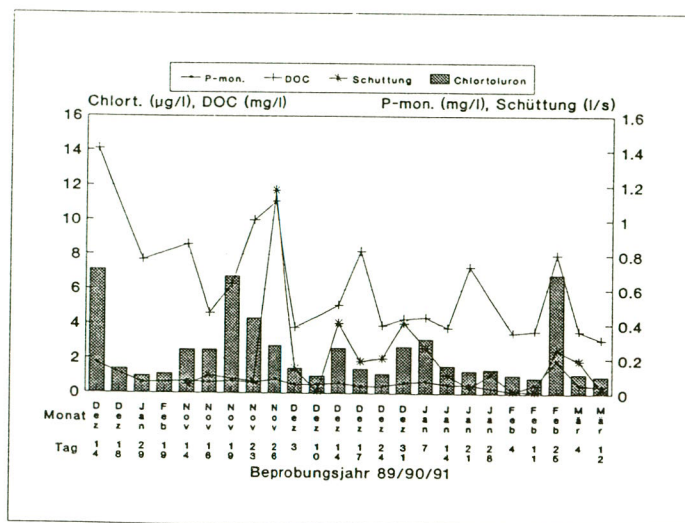


Abb. 5-69: Schüttung und Gehalte an DOC und Monophosphat in Relation zu den Chlortolurongehalten in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln

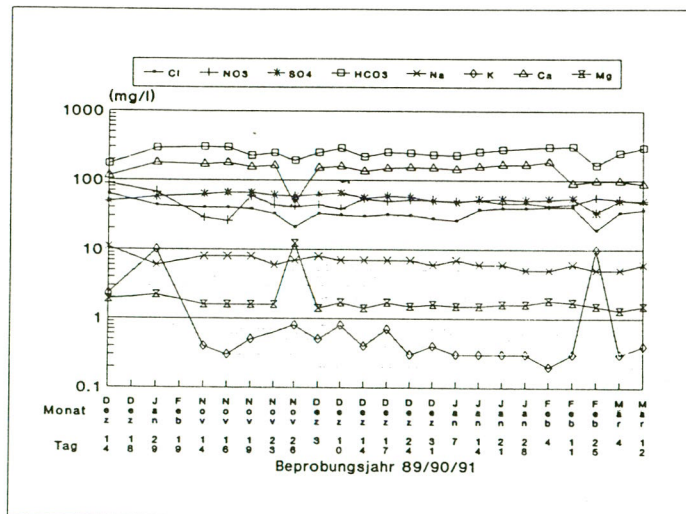


Abb. 5-70: Konzentrationen der Hauptkationen und Hauptanionen in der Dränage auf dem Schlag F3 in Nottuln

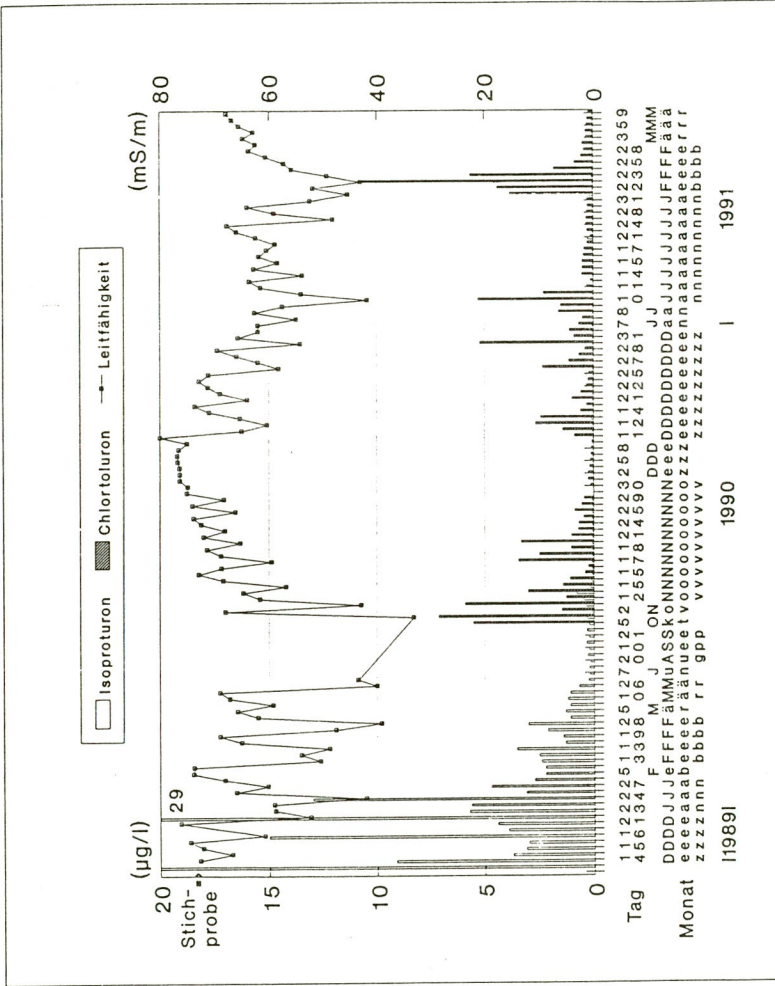


Abb. 5-71: Konzentrationsverlauf von Isoproturon und Chlorotoluron am Drainageauslauf der Fläche F2 in Südkirchen (beprobt mit automatischem Probennehmer)

Die DOC-Gehalte liegen im Bereich der hohen Chlortoluronwerte von November ebenfalls in beiden Dränagen auf einem höheren Konzentrationsniveau und belegen, daß bevorzugt Anteile aus oberflächennahem Abfluß (erkenntlich am DOC), die einer nur geringer Adsorption unterlagen (erkenntlich an den höheren Phosphatgehalten), am Abfluß in der Dränage beteiligt sind.

Gegenüber den beiden Dränagen in Nottuln war die Dränage des Schlages F2 in Südkirchen mit einem automatischen Probenehmer versehen. Die ermittelten Konzentrationen sind in chronologischer Reihenfolge der Probenahmen in der Abbildung 5-71 zusammen mit der Leitfähigkeit der analysierten Proben wiedergegeben. Bei den Konzentrationsangaben handelt es sich sowohl um Mittelwerte über 2-4 Stunden (Bereich der hohen Konzentrationen) bis hin zu Zeiträumen von mehr als 24 Stunden (Bereich niedriger Konzentrationen). Bei der ersten Konzentration von 20 µg/l Isoproturon handelte es sich um eine Stichprobe. Über einen gewissen Zeitabschnitt wurden nur die Proben mit den höchsten und niedrigsten Leitfähigkeiten - letzteres war meist kombiniert mit einer mehr oder weniger starken Trübung der Proben - auf PSM analysiert. Die niedrigen Leitfähigkeiten, die während und kurz nach Niederschlagsereignissen in den Standzylindern des Probenehmers gemessen wurden, fallen zusammen mit hohen PSM-Gehalten. Es zeigt sich also ein ähnlicher Effekt, wie bei den beiden Dränagen in Nottuln. Die Abbildung 5-71 läßt erkennen, wie stark die Schwankungen der Leitfähigkeit und der Herbizidkonzentration ausfallen.

In diesem Zusammenhang muß auch die visuelle Beobachtung am automatischen Probenehmer der Dränage Südkirchen F2 gesehen werden, die zeigte, daß die ersten Probenahmeflaschen, deren Wasser am Beginn eines Ereignisses - dokumentiert durch niedrige Leitfähigkeiten - genommen worden waren, die höchsten Trübstoffgehalte aufwiesen. Die Abnahme der Trübung über ein Schüttungsereignis entsprach dem bei SCHWAB et al. (1977) dargestellten Verlauf und strebte ebenfalls im Normalfall etwa nach 20 Stunden einem konstanten Wert (in diesem Fall visuelle Klarheit der Proben) zu. Da die Trübstoffe trotz einer gewissen Standzeit in Schwebelagen vorlagen, handelt es sich zum Teil um eine Suspension. Aufgrund des geringen zur Verfügung stehenden Probenvolumens mußte auf eine Auftrennung (sorbiert/gelöst) durch Abfiltrierung verzichtet werden, und es wurde die gesamte wäßrige Phase einschließlich der sich nicht abgesetzten Suspension auf die Phase aufgezogen und anschließend eluiert. Eine Bestimmung der nur filtrierten Probe hätte voraussichtlich zumindest für Terbutylazin einen deutlichen Minderaustrag ergeben. Das zeigen AUFSESS et al. (1989) anhand der exemplarischen Bestimmung von Oberflächenwasserproben, indem sie für Simazin als Extrem eine nur halb so große Konzentration für die filtrierte Probe ermittelten. So läßt sich die erwähnte Auffälligkeit der hohen Terbutylazingehalte im Vergleich zu den Chlortolurongehalten (vor dem Hintergrund des Abbaus und der Aufwandmengen) in den Dränagen in Nottuln dadurch erklären, daß gegenüber Chlortoluron ein höherer Anteil des ermittelten Terbutylazins an die suspendierte Phase gebunden war und so in die Dränage eingetragen wird. Ursache hierfür kann sein, daß aufgrund der wendenden Bodenbearbeitung (Pflü-



gen), der überwiegende Teil der oberen, mit Terbutylazin höher belasteten Bodenkrume in eine Tiefe von bis zu 30 cm verlagert wird. Die ersten darauffolgenden Niederschläge führen dann vermutlich zur Auswaschung von Trübstoffen bis in die Dränage. Dafür sprechen auch die typischen Verschlammungen, z.B. in der Tondränage auf dem Schlag F1 in Nottuln vor dem ersten Dränabfluß.

Bei einem Vergleich der Konzentrationen in den Dränagen von Nottuln mit den in Südkirchen am Schlag F2 ermittelten Daten muß zusätzlich berücksichtigt werden, daß in Südkirchen durch die eingesetzte Probenahmetechnik die Extrema in der Dränage auf dem Schlag F2 vollständig abgedeckt werden. Dementsprechend wurde auch in Südkirchen mit 29 µg/l Isoproturon die höchste PSM-Konzentration in einer Dränage im Untersuchungsgebiet gemessen. Wie auch im Nottulner Gebiet zeichnete sich in Südkirchen der Zeitraum nach der Frostperiode im Februar 1991 durch sehr hohe Gehalte an Chlortoluron aus. Die Konzentration lag am 25. Februar mit 1 µg/l gegenüber dem Peak mit 10 µg/l am 22. Februar schon wieder sehr niedrig. Vergleicht man hiermit die stichprobenhaften Befunde in Nottuln am 25. Februar, so ist auch, ähnliche Eintragsmechanismen vorausgesetzt, in den nur stichprobenhaft erfaßten Dränagen in Nottuln davon auszugehen, daß dort ebenfalls die Konzentrationen am 22. Februar erheblich höher waren.

Für den Vergleich (Abb. 5-71) der beiden Wirkstoffe untereinander ist festzuhalten, daß die Aufwandmenge von Isoproturon um fast das Doppelte höher lag als die im zweiten Jahr eingesetzte Menge von Chlortoluron. Ein direkter Vergleich zwischen beiden Wirkstoffen ist aufgrund des unterschiedlichen Wasserhaushaltes und Abflußgeschehens nur bedingt möglich. Zudem wurden im zweiten Beprobungsjahr, ersichtlich an den höheren Leitfähigkeiten, mehr Proben auch bei ruhigerem Abflußgeschehen analysiert. Insgesamt zeigt sich aber unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Aufwandmenge, daß das mittlere Konzentrationsniveau von 3-4 µg/l für Isoproturon im ersten und 1-2 µg/l für Chlortoluron im zweiten Jahr vergleichbar hoch ausfällt. Es ist somit kein Unterschied im Austragsverhalten der beiden Wirkstoffe aus der Dränage erkennbar.

Ebenso wie die Dränagen in Nottuln zeigt dieser Dränageabfluß Anfang Dezember noch deutliche Gehalte an Terbutylazin, Atrazin und Simazin (Abb. 5-72). Die Aufwandmenge im Mai war mit der auf den Nottulner Schlägen (0,48 kg/ha Terbutylazin) vergleichbar. Die Konzentration im Dränageabfluß war Anfang Dezember geringer als in Nottuln, der weitere Verlauf aber identisch. Ein Jahr nach der Anwendung waren noch geringe Gehalte im Bereich der Nachweisgrenze festzustellen. Demgegenüber blieb ein Grundpegel von ca. 0,1 µg/l des Metaboliten Desethylterbutylazin auch weiterhin bis zum Ende des Beprobungszeitraumes erhalten. Der abfallende Ast der Terbutylazinkonzentration im Winter entspricht relativ exakt dem Verlauf, wie er auch von MEINERT & HÄFNER (1987) in einem Dränageablauf gefunden wurde. Da im Sommer 1989 wegen der insgesamt trockenen Witterung kein Dränageabfluß beprobt werden konnte, wird in diesem Fall aufgrund vergleichbarer Dränbedingungen (Stauwasserabführung, Dränagetiefe 80-100 cm unter sandigem Lehm) auf die von MEINERT & HÄFNER (1987) ermittelten Werte verwiesen.

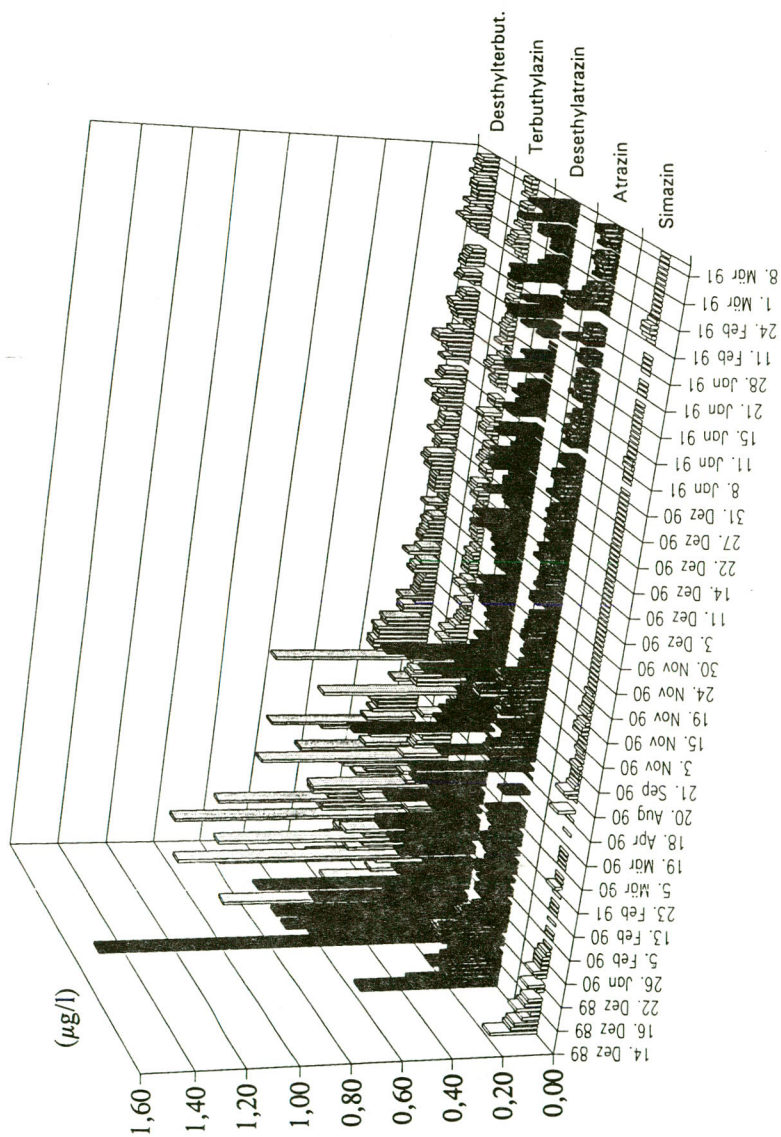


Abb. 5-72: Konzentrationsverlauf der s-Triazine am Dränageauslauf der Fläche F2 in Südkirchen (beprobt mit automatischem Probenehmer)

Die Autoren fanden bei einer Aufwandmenge von 0,75 kg/ha Terbutylazin im April 1984 in ihren Untersuchungen in Drainageabflüssen einen Monat und zwei Monate nach Anwendung Gehalte bis maximal 0,69  $\mu\text{g/l}$ . Anfang Februar, bei erneutem Einsetzung der Schüttung lagen sie mit 0,98  $\mu\text{g/l}$  sogar noch höher und sanken erst dann.

GISSL (1988) ermittelte bei Einzeldränen (80-100 cm, schluffiger, toniger Lehm) im Sommer bei sehr hohen Niederschlägen kurz nach der Anwendung von 0,98 kg/ha Terbutylazin bis zu 1,92  $\mu\text{g/l}$  Wirkstoff in der Drainage auf einem Schlag, die im Winter unter 0,1  $\mu\text{g/l}$  fielen. An einem Parallelschlag mit Querdränung zur Hangneigung wurden bei identischen Randbedingungen bis zu 22,7  $\mu\text{g/l}$  und im darauffolgenden Jahr nach erneuter Anwendung bis 5,42  $\mu\text{g/l}$  Terbutylazin gemessen. In der Winterhälfte lagen die Werte in derselben Drainage bei max. 0,3  $\mu\text{g/l}$ . Auf die Konzentrationsverhältnisse der Dränagen in Nottuln und Südkirchen im Winter übertragen bedeutet das, daß in den Sommerabflüssen der Dränagen nur bei besonderen Dränverhältnissen und sehr starken Niederschlägen Konzentrationen von 2  $\mu\text{g/l}$  an Terbutylazin überschritten werden, da die Aufwandmenge in der Regel mit max. 0,5 kg/ha Terbutylazin im Einzugsgebiet erheblich unter den o.g. liegt.

Parallelen im Abbau (Abb. 5-72) zeigen sich bei Terbutylazin und Atrazin im Drainageabfluß von der Fläche F2 in Südkirchen. Atrazin erreicht, obwohl die letzte Anwendung mehr als 1,5 Jahre zurückliegt, gleich hohe Konzentrationen wie Terbutylazin. Die Aufwandmenge betrug damals allerdings in der Regel mit ca. 1 kg/ha mehr als das Doppelte von Terbutylazin. Dieses lange Nachlaufen von Atrazin und Desethylatrazin wurde vielfach in Dränagen gefunden (MEINERT & HÄFNER 1987, HURLE et al. 1987, GISSL 1988). Hinsichtlich einer potentiellen Belastung der Vorfluter im Sommerhalbjahr durch länger zurückliegende Triazinanwendungen lagen in dieser Drainage Maximalgehalte von 0,4  $\mu\text{g/l}$  Atrazin und 0,6  $\mu\text{g/l}$  Terbutylazin noch ein Jahr nach Anwendung vor.

Die Drainageabläufe der Fläche F1 in Südkirchen wurden, da sie zumeist unter dem Wasserspiegel des Vorfluters lagen, nur dann beprobt, wenn eindeutig eine Strömung aus der Drainage feststellbar war. Der überwiegende Abfluß trat aufgrund des Defektes des Hauptsammlers oberirdisch am Hangfuß in einer Vernässungszone aus. Hier wurden Schüttungen bis 1 l/s ermittelt. Die Konzentrationen sind in Abbildung 5-73 wiedergegeben. Die zu zwei Zeitpunkten direkt am Dränauslauf registrierte Konzentration stimmte mit der im Abfluß überein. Allerdings ist auch aufgrund einer gleichmäßigeren Schüttung davon auszugehen, daß ein gewisser Rückstau durch den Defekt im Dränssystem auftrat. Die Isoproturon- und Chlortoluronkonzentration im "oberirdischen Drainageabfluß" stellen somit einen über die Zeit mehr integrierenden Konzentrationswert dar. Bei sehr niedrigen Leitfähigkeiten scheint es allerdings möglich, daß die hohen Konzentrationen noch durch einen Restgehalt an oberflächennahem Abfluß auf dem hoch anstehendem Sd-Horizont hervorgerufen werden.



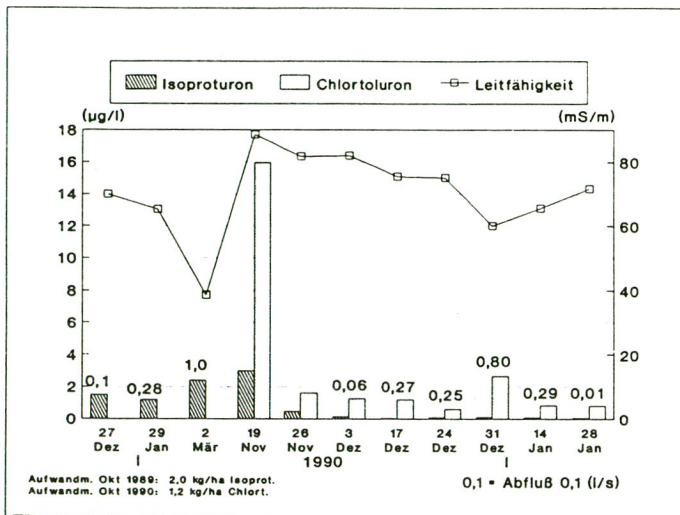


Abb. 5-73: Herbizidkonzentrationen im oberirdisch austretenden Dränabfluß der Fläche F1 in Südkirchen

Dieses Beispiel aus der Praxis zeigt allerdings auch, wie verschieden die Konzentrationen sein können, die durch ein unterschiedlich gut funktionierendes Dränagesystem (Frage der Alterung und Funktionstüchtigkeit einer Dränage) hervorgerufen werden.

Gegenüber den bisher vorgestellten Dränagen entwässert der Drän 1 vom Schlag F3 in Südkirchen nur das Kolluvium an einem Hangfuß. Dieser zeichnet sich gegenüber den bisher vorgestellten Dränagen durch eine gleichmäßigere Schüttung aus, die bis spät in den Sommer anhielt (Abb. 5-74). Aufgrund der insgesamt hohen und anhaltenden Schüttung bekommt diese Dränage Fremdwasserzufluß in Form von Quellwasser aus den angrenzenden, höher gelegenen nördlichen und östlichen Schlägen. Eine ähnliche Situation schildert auch LAMMEL (1990). Dafür spricht unter anderem auch das artesische Peilrohr auf dem nordöstlich anschließenden Schlag F2 (Kap. 5.2.3.2). Kurz nach Einsetzen der Schüttung im Dezember 1989 zeigten sich deutliche Konzentrationen an Terbutylazin, die aber geringer als auf den Nachbarschlägen oder in Nottuln sind. Die Konzentrationen fielen dann rasch unter die Bestimmungsgrenze, obwohl die Aufwandmenge als auch die Konzentrationen im Boden an Terbutylazin auf diesem Schlag höher (Kap. 5.2.4.2) als auf den übrigen Schlägen lag. Eine Erklärungsmöglichkeit gegenüber den anderen Schlägen ist, daß dieser Boden aufgrund des höheren Gehaltes an organischer Substanz (Kap. 2.1.2) ein höheres Bindungsvermögen für Terbutylazin besitzt. Eine andere Erklärung ist, daß Sickerwasser aus dem Boden des Schlages durch mit Terbutylazin unbelastetes Quellwasser soweit verdünnt wird, daß die Konzentration unter die Bestimmungsgrenze fällt. Dafür sprechen auch der rasche Abfall der



Terbuthylazinkonzentration, das Fehlen im übrigen Beobachtungszeitraum und das erst mit nachlassender Schüttung im Sommer erstmals wieder Desethylatrazingehalte auftreten. Nur in diesem Zusammenhang sind die im November in diesem Dränabfluß auftretenden Chlortolurongehalte erklärbar, da Chlortoluron in der Zwischenzeit auf diesem Schlag nicht ausgebracht worden war.

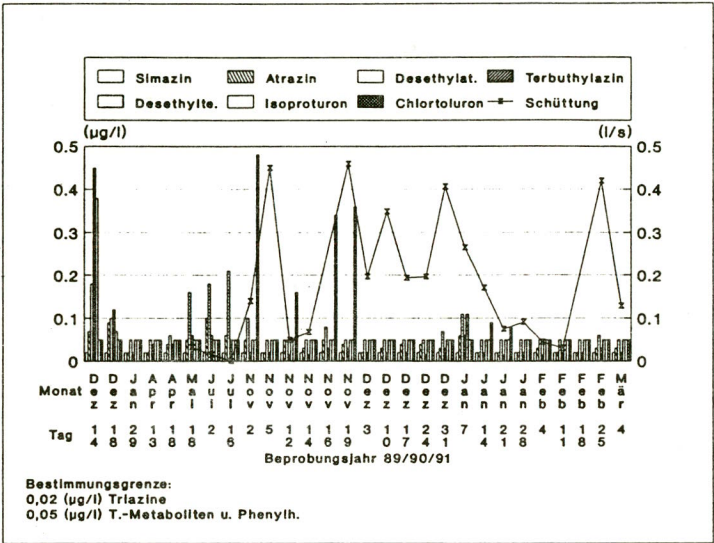


Abb. 5-74: Herbizidkonzentrationen im unteren Dränageauslauf der Fläche F3 in Südkirchen

Zusammenfassend kann für die Dränagenbeprobungen im Bereich der stauwasserbeeinflußten Pseudogleyböden in Nottuln und Südkirchen festgestellt werden, daß alle eingesetzten PSM im Dränageabfluß nachzuweisen waren.

So waren von den Triazinen zu Beginn des Winterhalbjahres 1989 (Dezember) noch bis zu 3 µg/l des im Mai 1989 applizierten Terbuthylazins im Dränageabfluß vorhanden. Die Gehalte sanken allerdings bis Februar 1990 unter 0,4 µg/l. Der relative Verlauf entspricht weitgehend den bei GIESSL (1988) und MEINERT & HÄFNER (1987) ermittelten Verhältnissen, während die Konzentrationen trotz niedriger Aufwandmenge höher lagen. Auch im nächsten Jahr konnten noch Konzentrationen bis 0,1 µg/l festgestellt werden. Gleiches gilt auch für Atrazin, dessen Metabolit Desethylatrazin auch noch zwei Jahre nach Anwendung in höheren Konzentrationen wie Desethylterbuthylazin nachgewiesen wurde, was auf die über lange Zeiträume und mit höheren Aufwandmengen durchgeführte Behandlung der Flächen mit Atrazin und auf dessen geringeren Abbau zurückzuführen ist. Simazin war selten und nur in Spuren nachzuweisen. Ob im Sommer, bei evtl.

kurzzeitig einsetzender Dränageschüttung nach hohen Niederschlägen, höhere Gehalte an Terbutylazin nach der Anwendung vorliegen, konnte nicht direkt ermittelt werden, da der automatische Probennehmer beim Schlag F2 in Südkirchen bei einem Ereignis im Juli nicht funktionierte und danach keine weiteren Ereignisse mehr auftraten und im Sommer 1990 kein Terbutylazin mehr auf den Flächen angewendet wurde. Die Befunde in der Literatur zeigen, daß aufgrund unterschiedlicher Dränverhältnisse (GIESSL 1988) auch innerhalb staunasser Böden große Konzentrationsunterschiede von Terbutylazin ( $2 \mu\text{g/l}$  gegenüber  $20 \mu\text{g/l}$ ) in den Dränabflüssen im Sommer zu verzeichnen sind. Die eingesetzten Phenylharnstoffe Chlortoluron und Isoproturon fanden sich in den erstmals nach ein bis zwei Monate nach Applikation einsetzenden Dränabflüssen in durchgängig hohen Konzentrationen. Sie wiesen eine Bandbreite von  $1 - 5 \mu\text{g/l}$  auf, mit Spitzenkonzentrationen um  $20 \mu\text{g/l}$ . Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Aufwandmengen konnte auf den beiden Schlägen F1 und F2 in Südkirchen kein Unterschied im Verhalten zwischen den beiden Wirkstoffen Chlortoluron und Isoproturon festgestellt werden. Beide Wirkstoffe zeigen in etwa parallel zu der Abnahme im Boden verlaufende sinkende Konzentrationen im Dränageabfluß, die aber im März immer noch bis zu  $1 \mu\text{g/l}$  betragen. Hohe Werte wurden nochmals fünf Monate nach Anwendung in der Auftauphase des Bodens nach einer Frostperiode registriert. Vergleicht man die Konzentrationen an Phenylharnstoffen mit denen im Oberflächenabfluß, so beträgt das Konzentrationsniveau bei den beprobten Dränagen auf den staunassen Böden etwa  $1/10$  bis  $1/30$  des Oberflächenabflusses.

Im Raum Merfeld waren die Ausläufe von zwei Saugern des Schlages F1 gekoppelt und mit einem automatischen Probennehmer (vgl. Kap. 5.2.1.3) versehen. Obwohl Terbutylazin in gleicher Aufwandmenge wie auf den Schlägen in Nottuln und Südkirchen im Mai 1989 angewendet worden war, konnte es nicht in der Dränage nachgewiesen werden. Hingegen fand sich aber im ersten Jahr (Winter 1989) Atrazin im Bereich der Nachweisgrenze. Durchgängig, und zu zwei Terminen auch in höheren Konzentrationen vertreten, trat auch der Metabolit Desethylatrazin auf (Abb. 5-75). Für die beiden hohen Gehalte konnte kein ursächlicher Zusammenhang gefunden werden. Daß nur Atrazin bzw. Desethylatrazin gefunden wurde, entspricht generell den Gehalten im Boden, da, wie in Kapitel 5.2.4.2 gezeigt wurde, die Restgehalte von Atrazin im Boden die von Terbutylazin (trotz der Anwendung im Mai 1989) übertrafen. Im zweiten Jahr waren von Atrazin und seinem Metaboliten, entsprechend dem Abbau im Boden, nur noch Spuren im Dränwasser vorhanden. Isoproturon wurde, wie es bis dahin üblich war, erst im März 1990 mit einer Aufwandmenge von  $1,25 \text{ kg/ha}$  auf der Fläche eingesetzt. Da kurze Zeit später die Dränageschüttung aufhörte, kann ein direkter Vergleich mit den Gebieten in Südkirchen nur insoweit stattfinden, als daß die Probenahmen bis Ende März kein Isoproturon enthielten. Dieses Ergebnis ist festzuhalten, da am 6. März kurz nach der Anwendung Isoproturon mit  $97 \mu\text{g/l}$  im Oberflächenabfluß registriert wurde (Kap. 5.2.4.3).

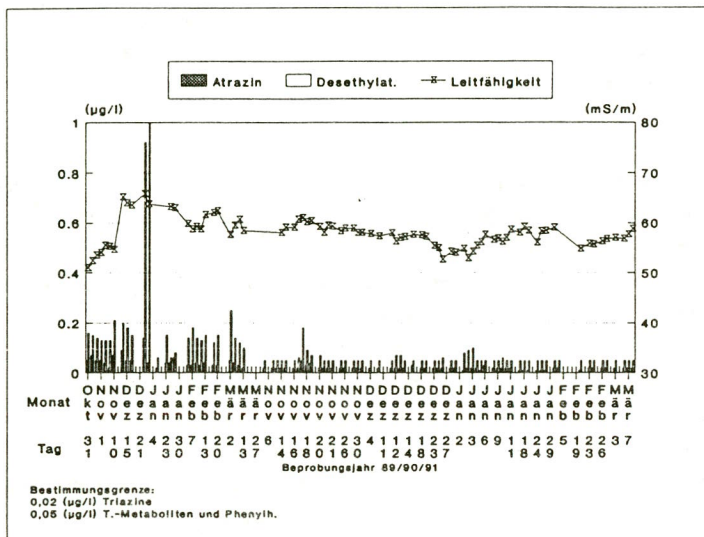


Abb. 5-75: Atrazin- und Desethylatrazingehalte in der Dränage auf dem Schlag Merfeld F1 (beprobte mit automatischem Probenehmer)

Ebenso lassen sich bei erneutem Einsetzen der Schüttung im November keine IPU-Gehalte im Dränwasser feststellen. Da aufgrund der Fruchtfolge im nächsten Jahr Mais angebaut werden sollte, fand im Herbst 1990 kein Einsatz mehr von Phenylharnstoffen auf der Fläche statt. Die Begleitparameter (nicht dargestellt) bestätigen im wesentlichen durch ihre weitgehende Konstanz, daß hier im wesentlichen hoch anstehendes Grund- und nicht plötzlich anfallendes Stauwasser abgeführt wird.

Die Dränagestränge im Schlag F3 im Merfeld blieben meistens trocken und konnten nur an drei Terminen beprobt werden. Auch hier wurden, obwohl Isoproturon auf dem größten Teil der Fläche im Oktober 1990 eingesetzt worden war, im Januar keine Gehalte nachgewiesen.

Zusammenfassend konnte im Bereich Merfeld unter einem der zwei beprobten Schlägen lediglich Atrazin und Desethylatrazin festgestellt werden. Das Resultat entsprach den hohen Restgehalten im Boden des Schlages F1 und der langjährigen Anwendung. Die weitaus höheren Desethylatrazingehalte gegenüber Atrazin zeigen, daß langfristig nur das mobilere Desethylatrazin in höheren Konzentrationen im Grundwasser vorkommt, welches die Dränagen im Bereich von Merfeld

überwiegend in die Vorfluter abführen. Dieses dürfte auf die früher langfristigen und auch mit einer höheren Dosierung durchgeführten Anwendungen im Mais zurückzuführen sein. Das mit niedriger Aufwandmenge eingesetzte Terbuthylazin konnte in keinem Fall in den Dränagen nachgewiesen werden.

Im Bereich Hochmoor wurden jeweils (vgl. Kap. 5.2.1.4) zwei Sauger beprobt und auf die eingesetzten PSM untersucht. Aufgrund der Fruchtfolge fand im Herbst 1990 nur auf Schlag F2 im Herbst 1990 eine Herbizidanwendung (IPU) statt.

Die Abbildung 5-76 zeigt, daß auf dem Schlag F1 in den beiden untersuchten Dränagesträngen während der ersten drei Probenahmen nach der Anwendung von Terbuthylazin im Mai und von Chlortoluron im Oktober die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze lagen. Erst im zweiten Jahr (2. und 15. 1. 1991) traten bei einer häufigeren Probenahme, wenn auch nur geringe, so doch aber deutlich meßbare Gehalte auf. Die Begleitparameter (nicht dargestellt) zeigten keine auffälligen Schwankungen, da deren Konzentrationsverlauf in allen untersuchten Dränagesträngen, ersichtlich auch an dem Abfall der Leitfähigkeit über den jeweiligen Untersuchungszeitraum der Winterhälfte (vgl. Abb. 5-76 und Abb. 5-77), durch die allgemein starke Auswaschung der Meliorationsdüngung geprägt wird.

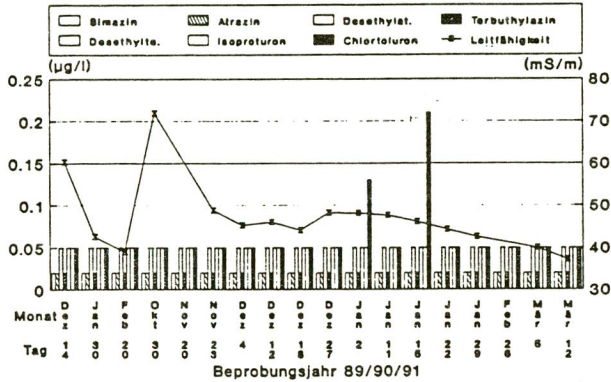
In den beiden Dränen auf dem Schlag F2 (nicht dargestellt) wurden trotz einer Anwendung von 1,40 kg/ha Chlortoluron im Herbst 1989 und 1,25 kg/ha Isoproturon im Herbst 1990 keine PSM-Befunde im Dränagewasser festgestellt. Insgesamt konnten hier allerdings nur zwei Probenahmen im Winter 1989 und vier im Winter 1990 durchgeführt werden, da der Schlag insgesamt besser entwässert wird und die Dränagen höher lagen.

Ebenso wie beim Schlag F1 traten auch beim Schlag F3 nur ein Jahr nach der Anwendung geringe, aber doch meßbare Gehalte an Chlortoluron im Dränabfluß auf (Abb. 5-77). Sie waren in einer Zeit nach heftigen Niederschlägen zu verzeichnen. Die mögliche Ursache für den Austrag, wie auch die Befunde beim Schlag F1, werden am Ende dieses Kapitels diskutiert.

Insgesamt kann man festhalten, daß in den beprobten Dränagen im Bereich Hochmoor keine s-Triazine nachzuweisen waren. Ebenso waren zumeist keine oder nur geringe Gehalte (Maximalwert: 0,5 µg/l) an Chlortoluron festzustellen. Im Bereich Hochmoor stellen die Dränagen, die eine Sandmischkultur entwässern, somit keine bedeutende Eintragsquelle für Triazine oder Phenylharnstoffe in das Oberflächenwasser dar.



### Dränagestrang 1



### Dränagestrang 2

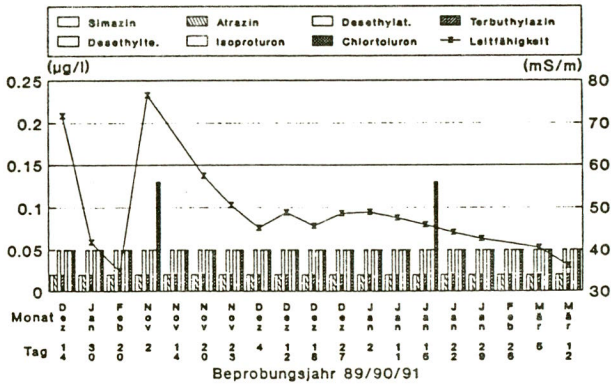


Abb. 5-76: Herbizidkonzentrationen in den untersuchten Dränagesträngen auf der Fläche F1 in Hochmoor

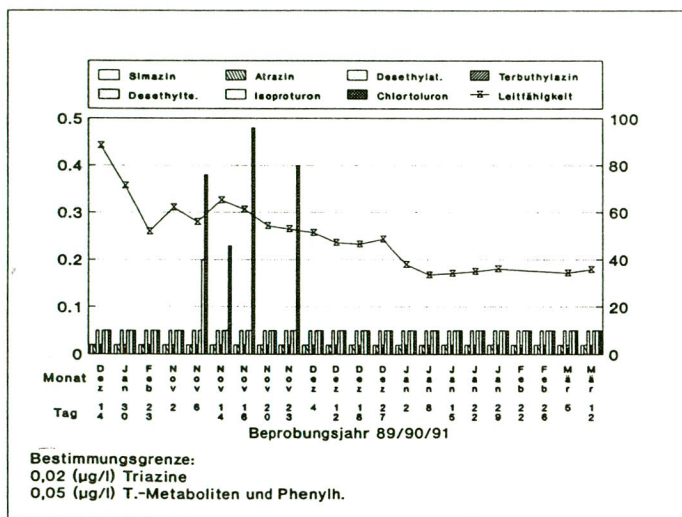


Abb. 5-77: Herbizidkonzentrationen in einem Dränagestrang auf der Fläche F3 in Hochmoor

### Eintragswege in die Dränage

Aus der Literatur ergibt sich, daß PSM häufiger auch in Dränagen nachgewiesen wurden. Gegenüber den Untersuchungen über den Austrag mit dem Oberflächenabfluß sind jedoch weit weniger Untersuchungen publiziert, die sich mit dem direkten Austrag von PSM aus dränierten Flächen beschäftigen. Aus diesem Grund sind neben den Herbiziden auch andere PSM in der folgenden Tabelle genannt.

Im Gegensatz zu den ermittelten Befunden und den Befunden in der Tabelle 5-45, stellen BUNTE & PESTEMER (1988, S.185) folgendes fest: "Ergänzend wurde zu verschiedenen Zeitpunkten Dränwasser (Probenahme durch TP A7) der entsprechenden ist, analysiert. Es konnten in keinem Fall Rückstände der applizierten Herbizide nachgewiesen werden. Auch nach langjähriger Anwendung von Atrazin im Mais (ca. 8 Jahre) aus einem Sandboden in Nienwohde wurden keine Rückstände im Dränwasser (bei einer unteren Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l) gefunden". Dieses Zitat im Vergleich zu den Atrazinbefunden in der Tabelle zeigt, daß aufgrund der unterschiedlichen Standortbedingungen die PSM-Gehalte in den Dränagen sehr unterschiedlich sein können.

Tab. 5-45: Literaturübersicht von PSM-Befunden in Dränagen

Wirkstoff	Aufwand- menge (kg/ha)	Konzentration min. (µg/l)	max. (µg/l)	Bodenart	Tiefe der Dränage (cm)	Alter der Dränage (Jahre)	Literaturquelle
2,4-D	0,56	n.n.	1,2	lehmgiger Sand	61-150		WHITE et al. (1976)
Atrazin	2,8	0,06	10,82	sandiger	120		MUIR & BAKER (1976)
Desethylatra.		0,47	7,71	Lehm			
Desisopropyl- atrazin		0,03	0,78				
Cyprazine	1,12	<0,01	4,13	schwach	132		
Desethylatra.		0,15	3,6	sandiger Lehm			
Cyanazine	3,36	<0,01	3,3	schwach	163		
Cyana. Amide		<0,04	3,3	sandiger Lehm			
Desisopropyl- atrazin		0,02	0,62				
Atrazin (4 Jahre)	1,2	0,61	3,5	lehmgiger Ton	70		VON STRYCK & BOLTON (1977)
Atrazin (1 Jahr)	1,2	0,75	3,75				
Procyana- zin	1,6	0,004	0,02	sandiger Lehm	120		YOO et al. (1981)
Atrazin	1,44	0,29	2,31	lehmgiger	80 -		GISSL & HURLE (1984)
Simazin	0,50	0,08	0,33	Ton	100		
Cyanazine	2,6	0,003	0,11	schwach s. Lehm	162		
Simazin		0,08	1,17	sandiger	80 -	13	MEINERT & HÄFNER (1987)
Terbuthylazin		0,03	0,98	Lehm	100		
Terbuthyl- azin	0,98	0,06	1,92				
Desethyl- terbuthylazin	0,98	0,13	22,7	schluffiger, toniger	80 -		GISSL (1988)
Pendime- thalin	1,65	n.n.	0,66	Lehm	100		
		0,03	5,9				
		n.n.	n.n.				
		n.n.	n.n.				
Dinoseb	3,3	<0,02	44		100		O'NEILL et al. (1989)
	1,35	0,06	0,57				
Atrazin		n.n.	2	sandiger Lehm - lehmgiger Ton			AMANN et al. (1989)
		n.n.	8,3	schluffiger Lehm			
		n.n.	0,5	Lößlehm			
		n.n.	n.n.	humoser Lehm			
		n.n.	n.n.	Moor			
Carbofuran	1,5	5	150	schluffiger	75	2	KLADIVKO et al. (1991)
Atrazin	1,1	1	10	Lehm,			
Cyanazine	2,3	1	10	1,3 % C <sub>org</sub>			
Alachlor	2,3	1	10				
Chlorpyrifos	1,5	n.n.	n.n.				

Hinsichtlich des Eintrages von Stoffen in tiefere Bodenschichten ist verschiedentlich bewiesen

worden (BOWMAN & RICE 1986, JURY et al. 1986), daß sich dieser Eintrag mit einem nur konvektiven-dispersiven Modell der Bodenmatrix nicht ausreichend beschreiben läßt. So wurden auf den Boden ausgebrachte Tracer mit dem ersten Regen in Dränagen gefunden (RICHARD & STEENHUIS 1988, VAN OMMEN et al. 1989, EVERTS et al. 1989). Aufgrund der in Kapitel 2.5.2.1 ausgeführten Dränbedingungen des Porenraumes und der Fließbedingungen kann man im wesentlichen zwei Theorien folgen, um zu erklären, wie die zeitweise hohen Konzentrationen und Schwankungen (Abb. 5-71) in den Dränagen zustande kommen.

KLADIVKO et al. (1991) ermittelten, wie auch bei der Dränage F2 in Südkirchen gezeigt wurde, unter ähnlichen Bedingungen hohe Konzentrationen am Beginn eines Ereignisses (Atrazin bis 10  $\mu\text{g/l}$ , Carbofuran bis 150  $\mu\text{g/l}$ ), die dann über mehrere Tage rasch abfielen und bei Einsetzen eines erneuten Niederschlages wieder einen deutlichen Peak am Anfang und danach einen erneuten starken Abfall aufwiesen. EVERTS et al. (1989) zeigten bei vergleichbaren Randbedingungen anhand verschiedener Tracerdurchgangskurven mit Lithium, Bromid, Nitrat und Rhodamin, daß bei Beregnungsexperimenten alle vier Tracer einen deutlichen Peak innerhalb der ersten vier Stunden aufwiesen und dann rasch abfielen, während der Abfluß in der Dränage noch weiter zunahm. Nach einer weiteren Beregnung nach 50 Stunden kam es ebenfalls zu einem erneuten Konzentrationsanstieg. KLADIVKO et al. (1991) sehen als eine Erklärungsmöglichkeit, daß zu Beginn des Niederschlagsereignisses eine hochgesättigte Bodenlösung rasch mit dem ersten Wasser durch Grobporen in große Tiefen transportiert wird. Das nachfolgende Wasser weist aufgrund der erst langsam ablaufenden Desorption - entsprechend der Gleichgewichtseinstellung PSM/Boden - geringere Konzentrationen auf. Für das nächste Niederschlagsereignis gilt die gleiche Aussage, da die Bodenlösung in der oberen Bodenzone aufgrund der langen möglichen Gleichgewichtseinstellung wieder höhere PSM-Gehalte aufweist. Für diese Theorie spricht nach KLADIVKO et al. (1991), daß das Verhältnis der jeweils maximalen Konzentrationen von vier verschiedenen PSM (vgl. Tab. 5-45) mit dem Verhältnis der Sorptionsisothermen in dem untersuchten Boden übereinstimmte.

HALLBERG et al. (1986) nehmen an, daß die Anfangsphase des Abflußereignisses dominiert wird durch den Fluß in den Grobporen, in denen das Wasser und mit ihm gelöste Chemikalien eine nur kurze Aufenthaltszeit haben. Der spätere Abfluß wird hingegen stärker gespeist durch schmalere Poren, in denen die Chemikalien für eine längere Zeit retardiert und damit ihre Konzentrationen in der Lösung deutlich herabgesetzt werden. Ähnliche Überlegungen stellte auch BECHER (1985) hinsichtlich einer Grundwassergefährdung unter Tonböden durch Makroporenfluß an. Für einen Tonboden sieht BECHER diese Gefahr allerdings nur gegeben, wenn sich zuvor tiefreichende Schrumpfrisse gebildet haben. Die Konzentrationsänderung führt er auf die Verlangsamung der Geschwindigkeit in den Makroporen zurück, so daß die Austauscherplätze zunehmend aktiviert werden können.

Bei PSM ist ferner auch bekannt, daß sie in der Lage sind mit der wasserlöslichen und damit mobilen, organischen Substanz kolloidale Verbindungen einzugehen. MADHUN et al. (1986) zeigen



das u.a. für Chlortoluron und Simazin. Eine signifikanter Zusammenhang zwischen dem gelösten organischen Kohlenstoffgehalt (DOC) und den Chlortolurongehalten ist in den Dränagen aber nicht feststellbar (vgl. Abb. 5-65 und Abb. 5-69).

Als zusätzliche Komponente für zeitweise hohe Konzentrationen kann auch eine evtl. hochdurchlässige Zone im Bereich des Drängrabenaushubs oder der Anhebung der Bodenscholle bei der Verlegung der Dränagen hinzukommen. Die hohe Durchlässigkeit im Grabenbereich ist nach EGGELSMANN (1981) zumeist gewollt. BOTTCHER et al. (1981) führen hohe gefundene Konzentrationen (über 200 µg/l für FURADAN und 40 µg/l LASSO II) auf einen solchen Umstand zurück. Als Extrem in Form von Fangdränen oder auch Bedarfsdränen, die mit durchlässigem Material bis zur Oberfläche gefüllt sind bzw. einzelne Senken entwässern, leiten sie praktisch Oberflächenwasser in die Vorfluter ab. RICHARD & STEENHUIS (1988) sehen ebenfalls eine höhere Durchlässigkeit im Grabenbereich als möglichen Eintragungsweg an und weisen daraufhin, daß für Versuchszwecke mehrere Jahre vergangen sein müssen, bevor die Störungen im Bereich des Drängrabens egalisiert sind. Verstärkt in diesem Bereich zutretendes Oberflächenwasser mit seinen hohen PSM-Konzentrationen und insgesamt niedrigen Leitfähigkeiten (vgl. Kap. 5.2.4.3) würde sich in ähnlicher Weise - höhere PSM-Konzentrationen und geringere Leitfähigkeiten - bemerkbar machen wie ein verstärkter Grob- oder auch evtl. wie ein Makroporenfluß. Da die Wiederverdichtung des Bodens im Bereich der Dränage von der Dränageausführung und den dabei vorherrschenden Witterungsverhältnissen abhängt (EGGELSMANN 1981), kann dieser Einfluß nur schwer oder gar nicht abgeschätzt werden. SCHWAB et al. (1977) nehmen an, daß ein beträchtlicher Teil des Sedimentes durch den gestörten Boden oberhalb der Dränen in diese gelangt. Eine andere Möglichkeit sehen sie darin, daß die feinen Partikel mit dem Wasser in Suspension durch den Boden in die Dränage eingetragen werden. Bezogen auf die Ausführungen nach DIN 1185 würde dieses bedeuten, daß es sich bei den Trübstoffen ausschließlich um eine Sekundärverschlammung handelt, daß die Trübstoffe also von der Oberfläche durch Inhomogenitäten im Dränbereich oder durch Makroporen im Boden transportiert worden sind.

Hinsichtlich der vorgefundenen Konzentrationen und deren Verlauf in den lehmigen Mineralböden erklärt die erste der beiden o.g.Theorien besonders gut die hohen Konzentrationen, die noch spät im Februar nach der Auftauphase des Bodens gemessen wurden, da hier eine lange Gleichgewichtseinstellung stattgefunden hat. Da (entsprechend der zweiten Theorie) mit abnehmendem Abfluß auch der Anteil der langsam dränenden Poren an der Schüttung zunimmt, erklärt das zusätzlich die anschließende Konzentrationsabnahme. Hierbei kann allerdings nicht unterschieden werden, ob deren Lösung primär geringer belastet war, oder ob durch Gleichgewichtseinstellung aufgrund der langen Fließzeit im Boden PSM-Gehalte dem Wasser entzogen wurden. Ein Teil der Konzentrationen gelangt aber auch mit dem Sediment und dann unmittelbar nach den Starkregen in die Dränage. Dieser Anteil dürfte je nach Alter, Bauweise und Bodenart sehr verschieden sein und

wäre nur durch eine systematische Untersuchung abzuschätzen. So neigen nach AG BODENKUNDE (1982, S.193) insbesondere Böden mit einem hohen Grobschluff- und Feinstsandanteil (Korndurchmesser 20 bis 125  $\mu\text{m}$ ) zu einer Verschlammung des Oberbodens, zu einer Verdichtung des Füllbodens in Drängräben sowie zur Einschlammung von Feinbestandteilen in Dränrohre, vor allem, wenn die Böden nur geringe Tongehalte besitzen.

Für die sandigen Mineralböden in Merfeld kann hingegen generell eine gleichmäßigere Infiltration in den Boden bei einem hohen Anteil an organischem Material im Oberboden angenommen werden. Dieses langsamere Sickerwasser stellt auch nur einen geringen Teil am Dränageabfluß dar, da entsprechend dem Druckgradienten überwiegend Grundwasser abgeführt wird, welches schon eine lange Untergrundpassage hinter sich hat. Hinzu kommt, daß unter diesen Böden eine Suspension weitgehend geklärt wird, da nach der AG BODENKUNDE (1982, S.196) diesen Mittel- bis Feinsanden generell eine große mechanische Filterleistung zuzuordnen ist. Das entsprach auch der Klarheit der Wasserproben (visueller Befund) in den Dränagen, so daß ein Eintrag von PSM mit Trübstoffen weitgehend ausgeschlossen ist.

Die Eintragspfade im Bereich der Moorkultur stellen sich aufgrund der Schrägpflegung komplizierter dar. Eine Erklärungsmöglichkeit für einen zeitweise geringen Austrag an PSM stellt eine langsame Verlagerung mit dem Sickerwasser dar, so daß erst im darauffolgenden Jahr die festgestellten, wenn auch geringen, Konzentrationen im Dränageabfluß auftreten. Daß aber die Bodenproben schon bei den ersten Probenahmetermeninen höhere Gehalte auch in tieferen Bereichen zeigen, die allein durch eine evtl. Verschleppung bei der Probenahme nicht erklärt werden können, zeigt insbesondere, daß das Chlortoluron mit dem Sickerwasser verlagert worden ist, was aufgrund der schräggestellten, dränierenden Sandbalken im gepflügten Hochmoor auch als möglich erscheint. Die mit einem geringen Sickerungsanfall verlagerten Gehalte vor der Schüttung der Dränagen werden aufgrund der Gleichgewichtseinstellungen aber vermutlich überwiegend sofort wieder an die organische Substanz in den torfigen Schichten gebunden. Dementsprechend zeigten auch die Beprobungen der Dränagen nach der Anwendung keine Gehalte bzw. nur solche Gehalte, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, da zu diesen Zeitpunkten überwiegend hochanstehendes Grundwasser abgeführt wurde, das durch eine horizontale Anströmung und somit auch durch die torfigen Partien hindurch zu den Dränagesträngen gelangt. Demgegenüber kam es durch die starken Niederschläge (40 mm) im November 1990 zu einer zeitweisen Oberflächenvernässung. Zu diesen Zeitpunkten ist davon auszugehen, daß der Anteil der dränenenden, humusarmen Sandbalken am Abfluß in den Dränagen insgesamt höher ist und dann auch Konzentrationen über 0,1  $\mu\text{g/l}$  in den Dränagen hervorrufen werden können.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß je nach Art der Dränierung in Abhängigkeit vom Bodentyp sehr unterschiedliche Konzentrationen an den untersuchten Herbiziden ermittelt wurden. Geringe Gehalte bis negative Befunde wurden unter den grundwasservernässten Böden mit zumeist

Geringe Gehalte bis negative Befunde wurden unter den grundwasservernässten Böden mit zumeist höherem  $C_{org}$ -Gehalt im Oberboden ermittelt. Die höchsten Gehalte finden sich in den flachen Dränagen in stauwasserbeeinflussten Böden. Hier fallen hohe Herbizidkonzentrationen zusammen mit niedrigen Leitfähigkeiten. Die höchsten Konzentrationen finden sich zu Beginn eines Schüttungsereignisses und nicht bei der höchsten Schüttung. Das Konzentrationsniveau liegt bei den Phenylharnstoffen auch bei praxisüblicher Aufwandmenge und hoher Schüttung unter diesen Staunäseeböden in den beprobten Dränagen bei mehr als  $1 \mu\text{g/l}$ . Die Konzentrationsentwicklung im Dränageabfluß entspricht der des Oberflächenabflusses; die Konzentrationen betragen hingegen aber nur etwa 1/10 bis 1/30 der Gehalte im direkten Oberflächenabfluß. Hohe Gehalte können auch noch Monate nach Anwendung, vermutlich aufgrund der langen Gleichgewichtseinstellung mit dem Oberboden, nach Frostperioden während der Auftauphase des Bodens in den Dränagen auftreten. Als Eintragswege in die Dränage kommen überwiegend Grob- und/oder Makroporen in Frage. Verschiedene Autoren sehen aber auch bevorzugte Wasserbahnen durch die ehemalige Störung des Bodenaufbaues im Bereich der Drängräben als eine mögliche Ursache an.

#### 5.2.4.5 Herbizidkonzentrationen im Grund- und Stauwasser

Wie in Kapitel 4.2.4.5 ausgeführt, waren die untersuchten Schläge mit je drei Grundwassermeßstellen zur Ermittlung einer evtl. Belastung des Grundwassers durch die eingesetzten Herbizide versehen. Nach DIN 4049 ist Grundwasser unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung ausschließlich oder nahezu ausschließlich von der Schwerkraft und den durch die Bewegung selbst ausgelösten Reibungskräften bestimmt wird. Beim Schlag F3 in Hochmoor und bei den Flächen in Nottuln wurde Stauwasser beprobt. Das ergibt sich aus den Profilbeschreibungen (Kap. 5.2.1.1 u. 5.2.1.4) und war auch erkenntlich anhand des nur zeitweiligen Auftretens von Grundwasser. "Stauwasser bildet sich, wenn eine undurchlässige Sohle  $< 1,3 \text{ m}$  u. GOF ansteht. Es ist also eine besondere Form des oberflächennahen Grundwassers" (KUNTZE et al. 1988, S.490). Insbesondere auf diesen Schlägen ist eine Beeinflussung des Grundwassers durch Dränierung oder auch Tiefenlockerung nicht ausgeschlossen bzw. sogar wahrscheinlich.

In Nottuln wurde Geschiebelehm bis z.T. in über 1 m Tiefe angetroffen, der im unteren Teil in eine z.T. steinige Lokalmoräne oder Tonmergel überging. Im Sommer fielen dort einige Beobachter trocken, so daß keine Probenahme möglich war. Im wesentlichen konnten nur Chlortoluron und

Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,48 Terbutyl.  
Okt. 89: 2,10 Chlort.  
Okt. 90: 2,45 Chlort.

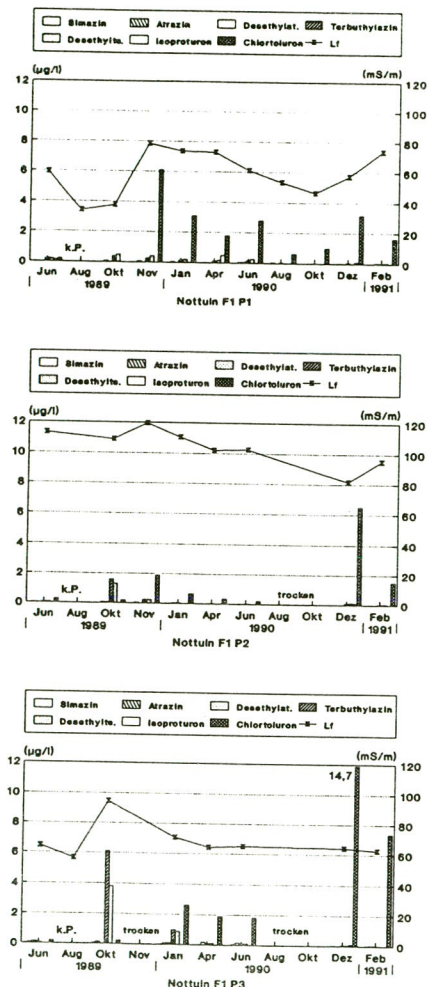


Abb. 5-78: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F1 in Nottuln



Terbuthylazin nachgewiesen werden. Geringe Atrazingealte stammen aus den vorherigen Anwendungen. Da die Stau- und Grundwasserproben nur auf die Standardsubstanzen untersucht wurden, wurde das im Herbst 1989 eingesetzte Methabenzthiazuron auf dem Schlag F2 nicht mitbetrachtet.

Die Abbildung 5-78 zeigt für das zwei Jahre lang eingesetzte Chlortoluron hohe bis sehr hohe Konzentrationen im Stauwasser des Schlages F1. Das Peilrohr P1 wies in beiden Jahren vergleichbar hohe Konzentrationen, abgesehen von dem frühen Novembertermin, der mit den Gehalten im zweiten Jahr nicht verglichen werden kann. Die absolute Konzentration der beiden Peilrohre P2 und P3 ist hingegen im zweiten Jahr bedeutend höher. Diese Konzentrationsunterschiede lassen sich relativ gut mit den Positionen der drei Beobachter in der Fläche und mit dem zum Zeitpunkt der Probenahmen unterschiedlichen Wasserhaushalt erklären. So befindet sich der Beobachter P1 am flachen Hang, während P2 am Knick vom Unterhang zum Vorgewende und P3 im flachen Vorgewende steht. Im Herbst 1989 fanden die Probenahmen sehr früh nach der Applikation im November und im Januar jeweils dann statt, wenn der Grundwasserstand noch sehr niedrig war bzw. sich schon wieder auf dem abfallenden Ast befand.

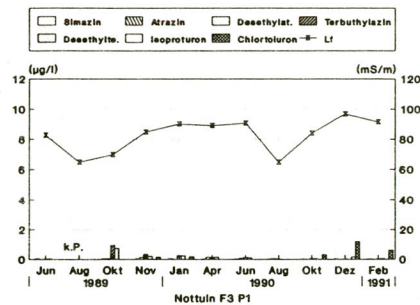
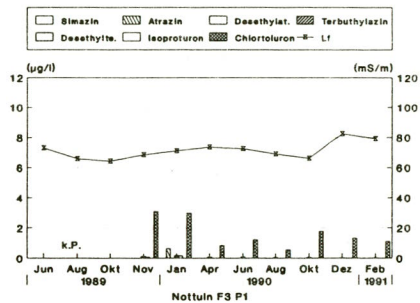
Im zweiten Herbst 1990 wurden die beiden Proben dann genommen, wenn es vorher zu einem Oberflächenabfluß gekommen war und unterhalb von P3 fünf Meter entfernt noch Oberflächenwasser im Vorgewende stand (vgl. auch Abb. 5-61). Der Grundwasserstand dieses Peilrohrs steigt nicht über 80 cm u. Geländeoberkante (GOK). Damit scheint eine Beeinflussung des Beobachters P3 durch die im Bereich des Vorgewendes vor 2 Jahren (1988) vorgenommene Tiefenlockerung zusammen mit der Dränierung als wahrscheinlich.

Die Chlortolurongehalte lagen dementsprechend in der gleichen Größenordnung wie im Dränabfluß (Abb. 5-63). Da auch die Leitfähigkeiten mit 60 mS/m vergleichbar niedrig waren, muß hier ebenfalls von einer Zusickerung oder Mobilisierung während des Abpumpvorganges ausgegangen werden. Hierin scheinen auch die gegenüber den anderen Beobachtern höheren Terbuthylazin- und Desethylterbuthylazingehalte im Oktober 1989 begründet zu sein. Peilrohr 2 zeigt hingegen wie auch P1 Grundwasserstände bis in den Bereich des Oberbodens. Der Ap auf diesem Schlag wies dementsprechend auch Stauwassermerkmale im Oberboden auf, was auf eine länger andauernde Vernässung hinweist; er wurde folglich auch als SAP eingestuft. Daß keine geringeren Flurabstände während der Messungen bestimmt wurden, liegt zum einen an der nur wöchentlichen Ablesung, zum anderen daran, daß nach ARMSTRONG (1983) durch die Pegelmessungen nur ein Grundwasserstand für das Makroporensystem bestimmt wird, welches in Verbindung mit dem Bohrloch steht. Gegenüber dem Makro- oder wie in diesem Fall überwiegend Grobporensystem steigt das Wasser entsprechend dem Kapillargesetz in engen Poren nach KUNTZE et al. (1988) bis 30 cm über den freien Wasserspiegel und höher. Die dauerhaft hohen Chlortoluronkonzentrationen im Dränageabfluß sind somit wahrscheinlich auf den langen potentiellen Gleichgewichtszustand im Oberboden zusammen mit der schlechten Sorptionsfähigkeit desselben zurückzuführen. Das

Abpumpen der Peilrohre ergibt bei weitestgehender Wassersättigung des Grobporensystems dementsprechend gleiche Konzentrationen wie in der Dränage, da der Wassertransport während des Abpumpvorganges überwiegend durch die Grobporen stattfindet und somit einen gleichen Vorgang darstellt wie die Entwässerung durch die Dränage.

Wie auch URLAND (1987) an einem Ton-Standort feststellte, kommt es (vgl. Abb. 5-44) sehr schnell zu einem sehr steilen Anstieg des Grundwasserstandes in den Peilrohren. Bei einer höheren zeitlichen Auflösung ermittelte URLAND (1987) in der Winterhälfte 4 - 10 cm Anstieg pro Tag. Da die Durchlässigkeit der Matrix diesen Anstieg nicht erklären kann, kommen URLAND wie auch BOUMA et al. (1980) zu dem Schluß, daß im Falle von Tonböden bevorzugt Makroporenfluß hierfür in Frage kommt. Auf die vorliegenden Verhältnisse in Nottuln generell übertragen zeigt der Vergleich des mittleren Anstieges des Grundwasserstandes von bis zu 35 cm pro Tag und der ermittelten Leitfähigkeiten im gesättigten Fluß von 6.1 - 8.7 cm/d für den ersten Meter bzw. 4,6 - 6,3 cm/d für den Sd-Horizont, daß hier die Streuung der Durchlässigkeiten (vgl. Abb. 5-36) für den schnellen Anstieg verantwortlich ist und daß die Wasserbewegung bevorzugt in dem schnell dränenden Anteil der Grobporen bzw. evtl. auch der Makroporen stattgefunden haben muß. Aber für die ständige Entwässerung dieser Böden kann das bedeuten, daß es einerseits durch die insgesamt geringe Durchlässigkeit zu einer Stauwasserausbildung bis in den Oberboden mit einer entsprechend hohen Konzentration in der Bodenlösung kommt. Andererseits wird von diesem Wasser nur sehr wenig, dieses aber sehr rasch, durch einen nur sehr kleinen Anteil an schnell dränenden Grobporen, wieder abgeführt, ohne daß es während des Transportes hierbei zu einer erneuten Gleichgewichtseinstellung mit der umgebenden, gering PSM-belasteten Bodenmatrix kommt. Das entspricht in etwa der in Kapitel 5.2.4.4 vorgestellten Theorie von KLADIVKO et al. (1991); aber hiermit sind nicht nur besonders hohe Konzentrationsschübe nach Niederschlägen in der Dränage erklärbar, sondern auch das ständig vorliegende hohe Konzentrationsniveau.

Der Schlag F3 in Nottuln zeigt bei identischem PSM-Anwendungsspektrum und gleicher Aufwandmenge im Mittel ein nur halb bis ein Drittel so hohes Konzentrationsniveau wie der Schlag F1 (vgl. Abb. 5-79). Das entspricht dem Befund in den beiden Dränagen. Auf diesem Schlag wurden nur einmal sehr niedrige Grundwasserflurabstände registriert (MÜLLER-WEGENER et al. 1992). Das kann allerdings an der Lage der Beobachter zu den Dränagesträngen liegen, da die Aufwölbung zwischen ihnen bedeutend größer ist als in ihrer Nähe (EGGELSMANN 1981). Insgesamt ist aber die Entwässerung dieses Schlages deutlich besser, was sich auch aus der wesentlich jüngeren Dränierung und der im Schnitt doppelt so hohen Schüttung pro Hektar ergibt. Hinzu kommt, daß sowohl das Gesamtporenvolumen wie auch der Anteil an schnell dränenden Grobporen im Unterboden höher als beim Schlag F1 ist. Deshalb wurde bei der bodenkundlichen Ansprache der Oberboden aufgrund fehlender Merkmale auch nur als Ap und nicht als Sap eingestuft. Zusammen mit dem deutlich höheren Anteil an organischer Substanz im Boden (Tab. 5-8) und der damit



Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,48 Terbutyl.

Okt. 89: 2,10 Chlort.

Okt. 90: 2,45 Chlort.

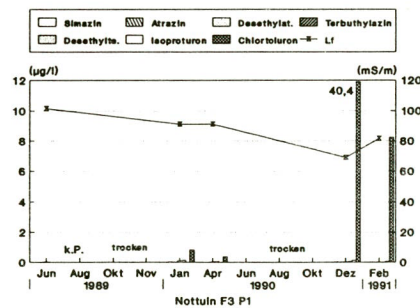


Abb. 5-79: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F3 in Nottuln

potentiell höheren Sorptionsfähigkeit dürften hierauf auch die im Mittel niedrigeren Chlortoluronkonzentrationen im beprobten Stau- und Dränagewasser gegenüber dem Schlag F1 zurückzuführen sein.

Tab. 5-46: Isoproturon- und Chlortoluronkonzentrationen in den Beobachtern unter der Fläche F2 in Nottuln

Datum	Isoproturon ( $\mu\text{g/l}$ )			Chlortoluron ( $\mu\text{g/l}$ )		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
6 Jun. 89	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
2 Aug. 89		< 0,05			< 0,05	
11 Okt. 89						
27 Nov. 89	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
17 Jan. 89	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
5 Apr. 90	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
5 Jun. 90		< 0,05			< 0,05	
8 Aug. 90		< 0,05			< 0,05	
12 Okt. 90		< 0,05			< 0,05	
11 Dez. 90	0,15	0,05	0,12	17,30	2,21	1,56
19 Feb. 91	< 0,05	< 0,05	< 0,05	4,10	1,66	0,86

Anwendung: März 1990 1,25 kg/ha Isoproturon

Oktober 1990: 1,50 kg/ha Chlortoluron

Der Schlag F2 in Nottuln war nicht dräniert. Der Sd-Horizont beginnt dort mit 38 cm Tiefe nur geringfügig höher als bei den anderen beiden Schlägen, zeichnet sich aber mit durchschnittlich 3,1 Vol. % an schnell dränenden Grobporen durch eine noch geringere Durchlässigkeit aus. Aus diesem Grund wurde der Schlag anscheinend auch als nicht dränierungsfähig angesehen, obwohl im deutlich sandigen Oberboden hohe Leitfähigkeiten von 42 cm/d ermittelt wurden. In Abbildung 5-60 wurden die hohen Chlortolurongehalte von 10 - 80  $\mu\text{g/l}$  aufgezeigt, die auf dem Sd unter dem sandigen Ap als Interflow abfließen. Da Terbutylazin auf diesem Schlag nicht eingesetzt worden war und auf Methabenzthiazuron nicht untersucht wurde, werden nur die Isoproturon- und Chlortoluronkonzentrationen aufgeführt (Tab. 5-46). Simazin oder Atrazin waren ebenfalls nicht nachweisbar. Die hohen Gehalte bei P1 können nur in Verbindung mit den hohen Gehalten im Interflow auf dieser Fläche gesehen werden. Dieser scheint von dem am Hang gelegenen, 2 m tiefen Beobachter P1 zum Teil noch erfaßt zu werden. Das wäre ein Indiz dafür, daß die z.T. hohen Konzentrationen dieses Interflows auch bis unter den Sd in den SdCv reichen bzw. während des Abpumpvorganges mit ihm in hydraulischer Verbindung stehen. Peilrohr P1 wies auch eine deutlich höhere Durchlässigkeit in seinem Bereich auf als die beiden übrigen Beobachter auf diesem Schlag (vgl. auch Abb. 5-38). Die Chlortolurongehalte der beiden übrigen Beobachter entsprechen mit 1-2  $\mu\text{g/l}$  dem der beiden anderen Schläge in Nottuln.

Die Isoproturon-Konzentrationen zeigen, daß dieser Wirkstoff - bei niedrigem Grundwasserstand im März appliziert - erstmals im Dezember nachweisbar ist. Das belegt auch, daß, bezogen auf den gelösten Teil der PSM, nicht ein schneller Transport durch den Ap hindurch die entscheidende Rolle

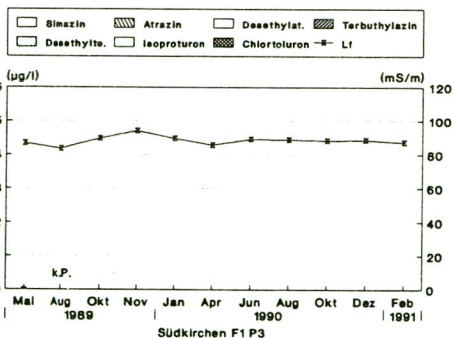
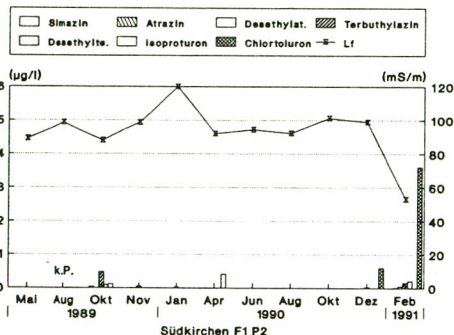
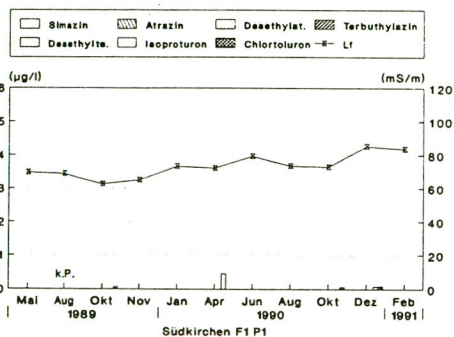


spielt, sondern daß erst nach einer längeren Gleichgewichtseinstellung mit den Konzentrationen im Oberboden ständig höhere Konzentrationen auch im Sickerwasser erreicht werden können.

Gegenüber dem Gebiet in Nottuln ist die Grundmoränenbedeckung im Gebiet von Südkirchen von wesentlich geringerer Mächtigkeit. Die Peilrohre waren somit jeweils ausschließlich in den darunter anstehenden Obercampan-Mergeln verfiltert. Die ermittelten Durchlässigkeiten waren, wie in Abbildung 5-38 gezeigt wurde, im Mittel eine Zehnerpotenz höher als in Nottuln. Sie sind jedoch aufgrund der Ausbildung des Grundwasserleiters als geringdurchlässigem Kluftaquifer starken Schwankungen unterworfen. Das hängt mehr oder weniger davon ab, ob eingelagerte Hartmergelbänke mit höherer Klüftigkeit (KARRENBURG 1981) angetroffen werden.

Die Konzentrationen vom Schlag F3 sind im einzelnen nicht wiedergegeben, da für das lediglich eingesetzte Terbutylazin trotz hoher Aufwandmenge und Oberbodenkonzentrationen nur geringe Werte von  $< 0,2 \mu\text{g/l}$  im Oktober ermittelt wurden, die dann bis auf  $< 0,1 \mu\text{g/l}$  im Dezember fielen. Die Abbildungen 5-80 und 5-81 zeigen die in den Beobachtern auf dem Schlag F1 bzw. F2 in Südkirchen ermittelten Konzentrationen. Höhere Gehalte an PSM traten jeweils nur bei einem Schlag am 25. Februar während der Schneeschmelze auf, wo zum gleichen Zeitpunkt auch in den Dränagen nochmals deutlich höhere Konzentrationen zu verzeichnen waren. Sie liegen jedoch weit unter den in Nottuln ermittelten Konzentrationen. Diese niedrigen Konzentrationen, der insgesamt ausgeglichene Verlauf der Leitfähigkeiten und die ständig größeren Ergiebigkeiten bei der Probenahme zeigen, daß höher belastetes Sickerwasser nur in Ausnahmefällen das oberflächennahe Grundwasser der Kalkmergel stärker beeinflusst hat bzw. beim Abpumpvorgang mobilisiert wird.

Im Merfeld wurde durch die, je nach Flurabstand, 2-3 m tiefen Beobachter das oberflächennahe Grundwasser bzw. der Kapillarsaum erfaßt. Die Konzentrationen der Schläge F1 bis F3 sind in den Abbildungen 5-82 bis 5-84 wiedergegeben. Bis auf einen einmaligen Befund von  $0,4 \mu\text{g/l}$  Terbutylazin liegen die übrigen gefundenen Konzentrationen der neu eingesetzten Herbizide unter  $0,1 \mu\text{g/l}$  bzw. überwiegend unter der Nachweisgrenze. Letzteres ist insbesondere deswegen festzuhalten, da die Grundwasserflurabstände bei F1 und F3 zum Teil weniger als 60 cm betragen. Höhere Gehalte, entsprechend auch den Befunden in der Dränage (Abb. 5-75), traten lediglich bei Desethylatrazin beim Schlag F1 auf. Daß hier Desethylatrazin und in geringeren Konzentrationen auch Atrazin trotz Atrazinverbotes angetroffen wurde, belegt, wie mobil auch noch lange Zeit nach der Anwendung das Desethylatrazin im Grundwasser ist. Entsprechend häufig sind die Befunde im Grundwasser (AMANN et al. 1989). Insgesamt dokumentieren die niedrigen Befunde, daß die untersuchten Böden im Raum Merfeld für die mit üblicher bis gering dosierter Aufwandmenge eingesetzten Wirkstoffe Terbutylazin, Chlortoluron und Isoproturon ein hohes Rückhaltevermögen



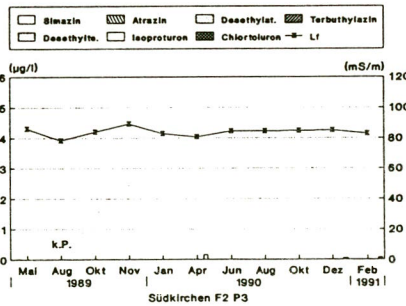
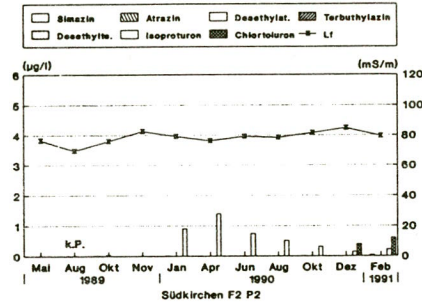
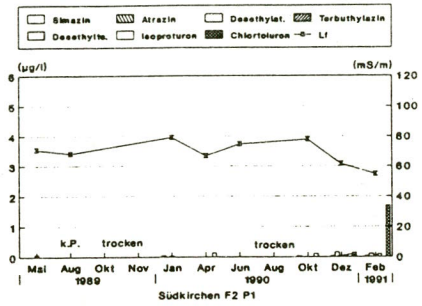
Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,48 Terbuth.

Okt. 89: 2,00 Isoprot.

Okt. 90: 1,20 Chlort.

Abb. 5-80: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F1 in Südkirchen



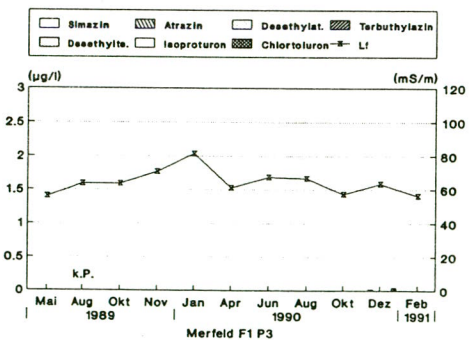
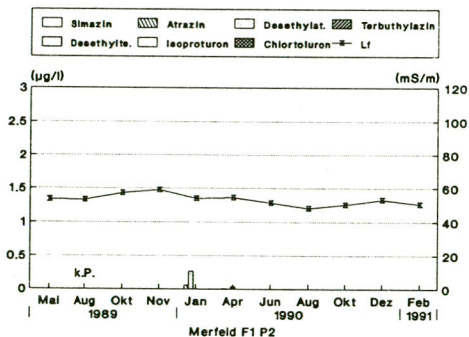
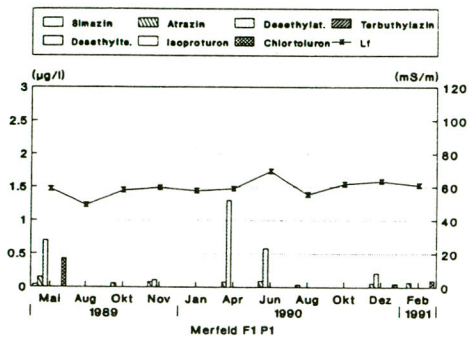
Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,48 Terbuth.

Okt. 89: 2,00 Isoprot.

Okt. 90: 1,20 Chlort.

Abb. 5-81: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F2 in Südkirchen

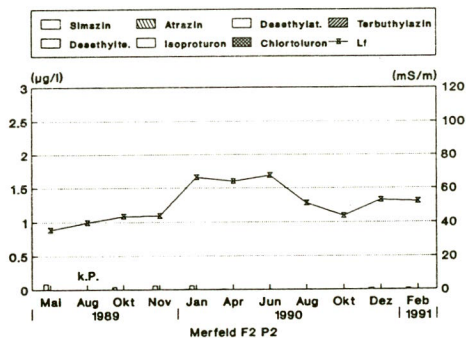
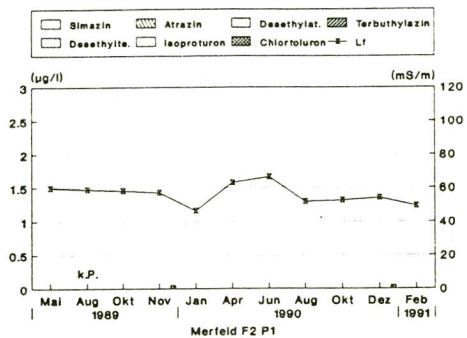


Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,38 Terbuth.  
Feb. 90: 1,25 Isoprot.

Abb. 5-82: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F1 in Merfeld





Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,48 Terbuth.

Okt. 89: 1,20 Chlort.

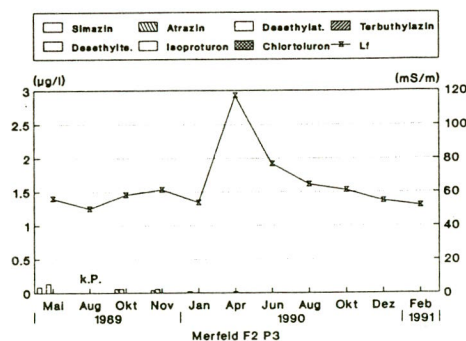
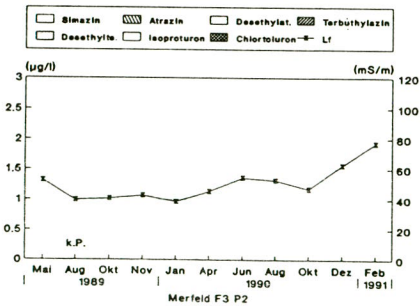
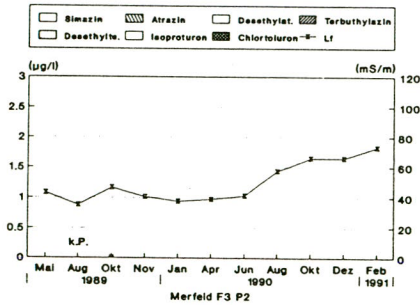
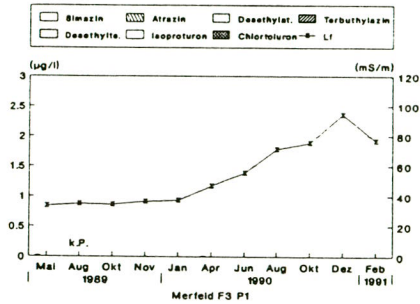


Abb. 5-83: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F2 in Merfeld



Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,33 Terbut.

Mai. 90: 0,50 Terbut.

Okt. 90: 1,25 Isoprot.

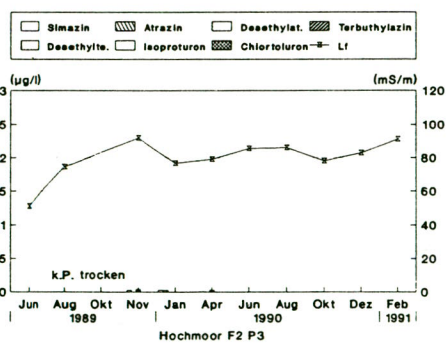
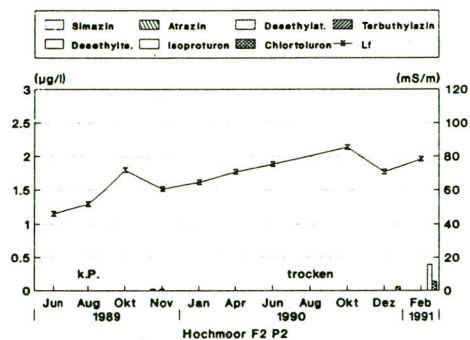
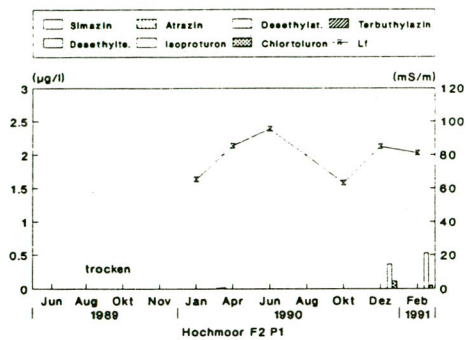
Abb. 5-84: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F3 in Merfeld

besitzen. Aufgrund der z.T. geringen Grundwasserflurabstände ist dieses Resultat überwiegend auf den hohen Humusgehalt und weniger auf eine lange Sickerpassage und den mit ihr evtl. verbundenen Abbauvorgang zurückzuführen.

In Hochmoor wurden nur geringe Konzentrationen der eingesetzten Wirkstoffe im Grundwasser registriert. So wurden für Terbutylazin ein Maximalwert von  $0,18 \mu\text{g/l}$  und für Chlortoluron von  $0,14 \mu\text{g/l}$  gefunden. Alle andere Konzentrationen lagen deutlich unter  $0,1 \mu\text{g/l}$ . Höhere Gehalte traten lediglich für Isoproturon auf dem Schlag F2 nach der Anwendung im Oktober 1990 auf (Abb. 5-85). Aufgrund der Schrägschichtung des Moorbodens dürfte auch hier, wie von FRIESEL et al. (1987) angenommen, ein bevorzugter Transport in den schrägen dränierenden Sandbalken stattgefunden haben. Über den gesamten Beobachtungszeitraum gesehen stellt dieser Nachweis aber eine Ausnahme dar und dürfte auf die hohen Niederschläge im November kurz nach der Anwendung und den insgesamt hohen Grundwasserstand zurückzuführen sein. Die Befunde zeigen jedoch, daß auch hier eine Verlagerung ins Grundwasser möglich war.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Stauwasserproben im Geschiebelehm bzw. in der Tonnergelfazies in Nottuln hoch, z.T. sehr hoch mit Chlortoluron in der Winterhälfte belastet waren. Sie weisen teilweise die gleichen Konzentrationen wie das Dränagewasser auf bzw. sie sind deshalb von ihm nicht zu unterscheiden.

Die ermittelten Konzentrationen in den Beobachtern von Südkirchen zeigen auch unter der Berücksichtigung der unterschiedlichen Aufwandmengen deutlich geringere Gehalte als in Nottuln. Das dürfte darauf zurückzuführen sein, daß im Gebiet Südkirchen überwiegend Grundwasser, wenn auch in einem gering ergebnigen Kluftaquifer aus Kalkmergeln, bereits in 1 m Tiefe angetroffen und beprobt wurde. Das nur kurzzeitig höher mit Herbiziden belastete Sicker- und Stauwasser, erkenntlich an den nur zeitweise hohen Konzentrationen in den Dränagen, wird größtenteils durch die Dränagen selber oder durch einen auftretenden Interflow auf den Sd-Horizonten abgeführt und kann nur zu einem geringen Teil versickern. Das Sickerwasser wird aufgrund der höheren Wasserwegsamkeit der Kalkmergel in Südkirchen gegenüber den Tonmergeln in Nottuln schneller mit dem Grundwasserabstrom aus dem Bereich des mit Herbiziden behandelten Schlages weggeführt bzw. durch die unbelastete Grundwasserneubildung, die der feinen Bodenmatrix durch kapillare Verdrängung entstammt, entsprechend stark verdünnt. Hinsichtlich einer Belastung der Vorfluter kann das oberflächennahe, in den Kalkmergeln zirkulierende Grundwasser als relativ gering belastet angesehen werden. Ihm kommt in jedem Fall, wie auch dem tieferen Grundwasser, eine Verdünnungsfunktion bei einer höheren Herbizidbelastung der Vorfluter zu. In weitaus stärkerem Maße gilt das auch für das Grundwasser in Merfeld, aber auch für das Grundwasser in Hochmoor, wie das Fehlen bzw. die nur zeitweise auftretenden und geringen Gehalte an Herbiziden belegen.



Aufwandmenge  
(kg/ha)

Mai 89: 0,57 Terbuth.

Okt. 89: 1,40 Chlort.

Okt. 90: 1,25 Isoprot.

Abb. 5-85: Herbizidkonzentrationen in den Peilrohren auf dem Schlag F2 in Hochmoor



#### 5.2.4.6 Herbizideinträge aus Punktquellen und indirekter Mitbehandlung

Neben dem Austrag aus den behandelten Flächen kann es auch aufgrund der unsachgemäßen Anwendung von Herbiziden oder durch Unfälle zu einer Kontamination der Vorfluter kommen. Solche Ereignisse sind unabhängig von den naturräumlichen Standortverhältnissen.

Eine Überprüfung von 211 Teichen, für die ein Verdacht auf eine Kontamination durch PSM bestand, ergab in einem Zeitraum von 14 Jahren, daß 132 von ihnen durch PSM kontaminiert waren. Sehr hohe Konzentrationen an Herbiziden (in sieben Teichen  $> 200 \mu\text{g/l}$ ) waren insbesondere durch Überfüllung oder durch Rücksaugung von Spritzbrühe aus dem Behälter hervorgerufen worden (FRANK et al. 1990). Die Konzentrationen durch Abdrift oder "runoff" lagen deutlich unter  $200 \mu\text{g/l}$ .

Wie im Rahmen der Befahrung und Begehung des Einzugsgebietes festgestellt wurde, findet auch hier stellenweise die direkte Entnahme von Oberflächenwasser zum Ansetzen der Spritzbrühe statt. Bei dieser direkten Entnahme aus Oberflächengewässern kann es nach KOHSIEK (1988) bei Pumpenversagen und nicht oder schlecht funktionierendem Rückschlagventil zu einer Kontamination kommen. Nach WOHLERS et al. (1987, S.23) wird allerdings generell empfohlen: "Flüssigkeitsbehälter der Pflanzenschutzgeräte nicht unmittelbar an oder aus offenen Gewässern befüllen, weil Pflanzenschutzmittel ausfließen können". Während diese direkten Kontaminationsmöglichkeiten bekannt sind oder bekannt sein sollten, können aber auch bei der üblichen Außenwäsche mit einem Hochdruckreiniger anhaftende Wirkstoffe abgewaschen werden. Exemplarische Untersuchungen an drei Traktoren einschließlich der jeweiligen Feldspritze zeigten (MÜLLER-WEGENER et al. 1990), daß bei der Außenreinigung mit einer üblichen Wassermenge von 50 bis 80 Litern 80 bis 500 mg an Wirkstoff (s-Triazine) auf die Hofffläche gelangen können. Ob von dieser Menge ein Teil die Vorfluter jemals erreicht, ist allerdings von den jeweiligen sehr speziellen Verhältnissen der Reinigungsfläche und vor allem von der Anbindung der Fläche an einen Vorfluter abhängig.

Neben dieser punktuellen Belastung ist auch eine direkte, versehentliche Mitbehandlung der Böschungen oder Wasserläufe durch Abtrift möglich. Nach KOHSIEK & RIETZ (1987) soll keine Spritzung erfolgen, wenn die Windgeschwindigkeit mehr als 3 m/s bzw. bei einer Tropfengröße des Spritznebels von 0,4 mm mehr als 5 m/s beträgt oder Windböen auftreten. Da für die näher betrachteten Wirkstoffe bzw. deren Handelspräparate keine W230-Auflage galt (BBA 1986) und somit auch kein Abstand vom "Gewässer" einzuhalten war, ist eine ungewollte Mitbehandlung durch allerdings geringe Abdrift bei Windstille möglich bzw. stellenweise sogar wahrscheinlich. Aber auch nach Einführung der W230- bzw. W630-Auflage ist die Durchführung der Behandlung bis fast zur Feldgrenze nicht unüblich, wie die landwirtschaftliche Praxis im Einzugsgebiet während der Untersuchung zeigte. Da der Unkrautdruck in Grabennähe generell besonders hoch ist, wird somit bei fehlendem Randstreifen die Applikation bis zur Feldgrenze und damit in den meisten

Fällen bis fast zur Böschungskante der Gewässer durchgeführt. Nach §1. Abs.1 des Wasserhaushaltsgesetzes sind oberirdische Gewässer wie folgt definiert: "Das ständig oder zeitweilig in Betten fließende oder stehende oder aus Quellen wild abfließende Wasser".

In diesem Zusammenhang muß dringend eine genauere Definition bzw. eine Erweiterung der Bezeichnung "Gewässer" oder der W-230- bzw. W630-Auflagen eingefordert werden. Das geht auch aus der folgenden Ausführung von KRAUSE (1989, S.656) hervor:

"Die Aussage steht im Raum: "Die Landwirte neigen dazu, die BBA-Auflage 230 zu übertreten !" Woher kommt das ? Weil man sich u.a. darüber streiten kann, von wo aus gemessen werden muß: Vom Wasserstand bei der Anwendung, vom mittleren Wasserstand, der Hochflutmarke ? Was ist, wenn kein Wasser im Graben ist? Bei der obigen Formulierung legt es jeder anders aus, und im Zweifelsfall wird nichts geschehen. Wäre es nicht einfacher, wenn es hieße: 5 m Abstand von Böschungsoberkante eines Gewässers? Sicherlich würde ein solcher - kontrollierbarer, abmeßbarer - Streifen auf beiden Seiten je 1 km Wasserlauf 1 ha nicht behandelte Fläche (mit u.U. entsprechend gemindertem Ertrag) zur Folge haben."

Zwei bei annähernder Windstille exemplarisch durchgeführte Abdriftversuche erbrachten in einem Fall gegenüber einer normalen Applikationsmenge von 38 mg/m<sup>2</sup> eine geringe Belastung des Grabens von 2 µg/m<sup>2</sup> (MÜLLER-WEGENER et al. 1990). Eine höhere Belastung durch Abdrift muß bei höheren Windgeschwindigkeiten, bei denen üblicherweise noch appliziert wird, angenommen werden.

#### **5.2.4.7 Herbizidkonzentrationen im Vorfluter und Herbizidausträge aus den Kalibriergebieten**

In diesem Kapitel wird zuerst eine Übersicht über die Konzentrationsverläufe der Herbizide in den vier Vorflutern der Kalibriergebiete während des Untersuchungszeitraums gegeben. Anhand exemplarischer Ausschnitte wird anschließend auf die saisonalen Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten der Herbizidkonzentrationen in den vier Vorflutern in Abhängigkeit vom jeweiligen Abflußgeschehen eingegangen. Die wichtigsten Zeiträume werden stellvertretend durch das Kalibriergebiet Südkirchen dargestellt. Mit abgebildet sind zumeist die Niederschlags- und Abflußverhältnisse sowie das Leitfähigkeitsprofil der Flaschen des jeweiligen automatischen Probenehmers. Exakt gleiche Leitfähigkeit kennzeichnen die Probenahmezeiträume der einzelnen Probenbehälter (vgl. Kap.4.2.4.6), ebenso wie die insgesamt gleiche Konzentrationshöhe der einzelnen Herbizidkonzentrationen den jeweiligen Zeitraum der Mischprobe wiedergibt. Anschließend wird eine Fracht- und Spendenermittlung für die untersuchten Herbizide in den Kalibriergebieten durchgeführt. Am Ende dieses Kapitels werden die Befunde in den Oberflächengewässern vor dem Hintergrund des langfristigen klimatischen Geschehens diskutiert.

### Herbizidkonzentrationen und deren Verlauf in den vier Kalibriergebieten

In den Übersichtsabbildungen (Abb. 5-86 bis Abb. 5-89) sind die über den Beobachtungszeitraum Juni 1989 bis Anfang März 1991 ermittelten Herbizidkonzentrationen in den Vorflutern der Kalibriergebiete in chronologischer Reihenfolge wiedergegeben.

Diese Konzentrationen repräsentieren entsprechend der eingesetzten, ereignisabhängigen Probenahme (Kap.4.2.4.6) unterschiedliche Zeiträume. Bei den jeweiligen Konzentrationspeaks mit ansteigendem und abfallendem Ast handelt es sich in der Regel um die einzelnen, in kürzeren Abständen beprobten und analysierten Abflußereignisse. Die Abbildungen zeigen, daß innerhalb eines Monats die Konzentrationen Schwankungen von zwei Zehnerpotenzen unterliegen können. In allen Kalibriergebieten spiegeln sich die Anwendungsschwerpunkte der s-Triazine durch hohe Konzentrationen im Sommer und Herbst und die der Phenylharnstoffe durch hohe Gehalte im Winter wieder. Die in den folgenden Tabellen angegebenen mittleren Konzentrationen der Proben repräsentieren nicht die durchschnittliche Konzentration im Vorfluter über den Beobachtungszeitraum, sondern aufgrund der ereignisgesteuerten Probenahme vorwiegend die mittlere Konzentration der Abflußereignisse. Die durchschnittliche, arithmetische Konzentration aus Gesamtfracht, geteilt durch die gesamte Abflußmenge, ist jeweils im unteren Teil der vier Tabellen wiedergegeben. Die durchschnittliche Basiskonzentration im jeweiligen Trockenwetterabfluß außerhalb des Anwendungszeitraumes der Herbizide wird durch das untere Quartil repräsentiert.

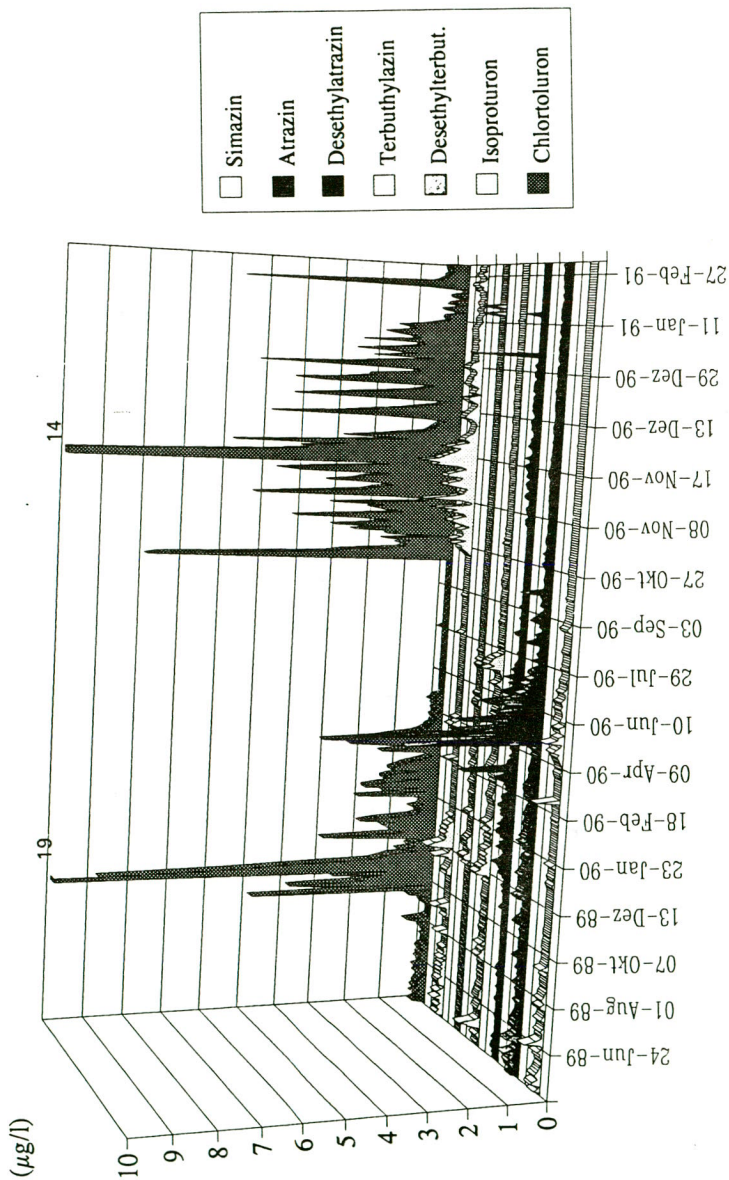
In **Nottuln** (Abb. 5-86) wurden sowohl 1989 wie auch 1990 die durchgängig höchsten Konzentrationen eines Wirkstoffes (Chlortoluron) im Vorfluter ermittelt, mit einer im geometrischen Mittel durchschnittlichen Konzentration von 0,37 µg/l über den Beobachtungszeitraum (Tab. 5-47). Als Berechnungsgrundlage wurde auch hier aus den gleichen Gründen, wie in Kap. 5.1.2 ausgeführt, bei Werten unter der Bestimmungsgrenze mit 30 % der Bestimmungsgrenze gerechnet. Für die Ermittlung der Frachten sind die niedrigen Konzentrationen allerdings ohne Belang, wie auch aus dem Berechnungsbeispiel in Kapitel 5.1.2 ersichtlich wird.

Tab. 5-47: Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Nottuln

Nottuln (n = 344)	Simazin (µg/l)	Atrazin (µg/l)	Deset.- atrazin (µg/l)	Terbut. (µg/l)	Deset.- terbut. (µg/l)	Isoprot. (µg/l)	Chlort. (µg/l)
arith. Mittel	0,04	0,17	0,08	0,05	< 0,05	0,15	1,35
Median	< 0,02	0,06	< 0,05	0,02	< 0,05	0,08	0,52
geom. Mittel	< 0,02	0,09	0,04	0,02	< 0,05	0,06	0,37
unteres Quartil	< 0,02	0,05	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	0,12
oberes Quartil	0,04	0,16	0,09	0,05	< 0,05	0,20	1,82
Maximum	0,60	4,60	1,68	0,82	0,48	1,48	19,00
mittlere Konzen- tration im Gesamtabfluß	< 0,02	0,11	0,12	0,04	< 0,05	0,18	1,88

(Berechnungsgrundlage: < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze)

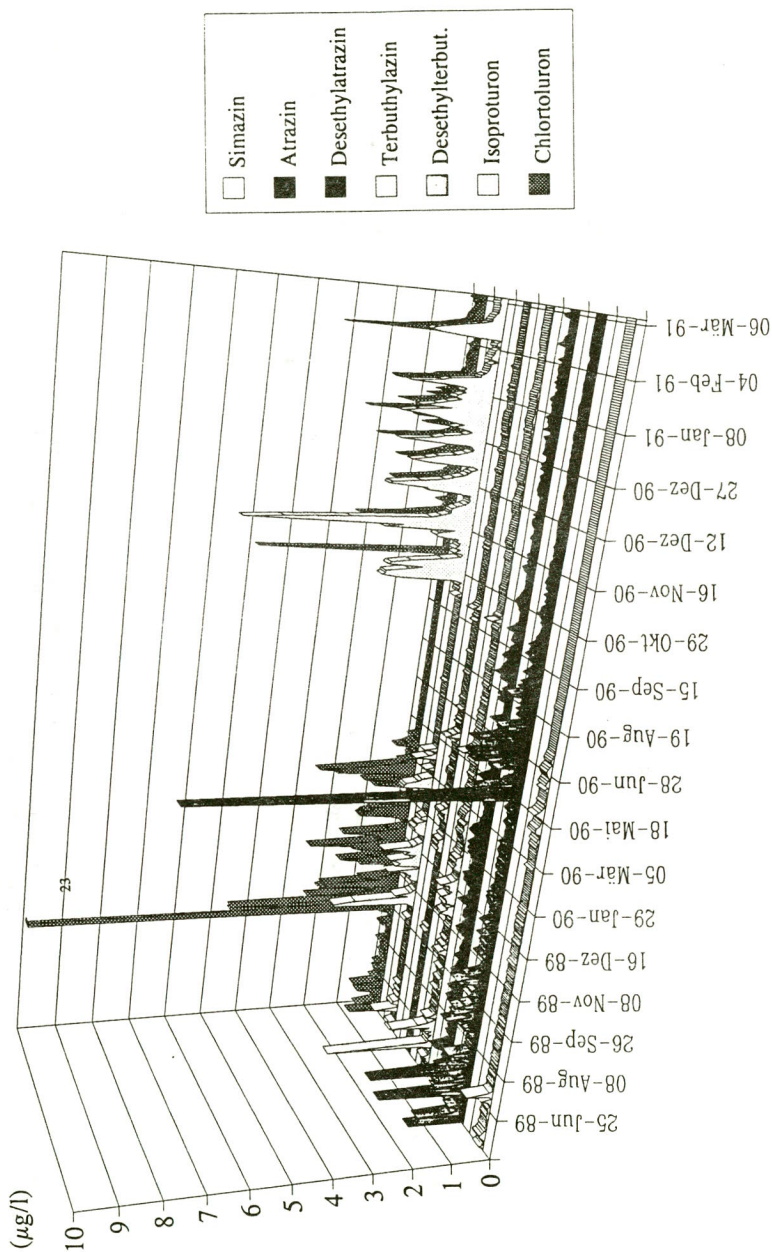




### Nottuln Konzentration im Vorfluter

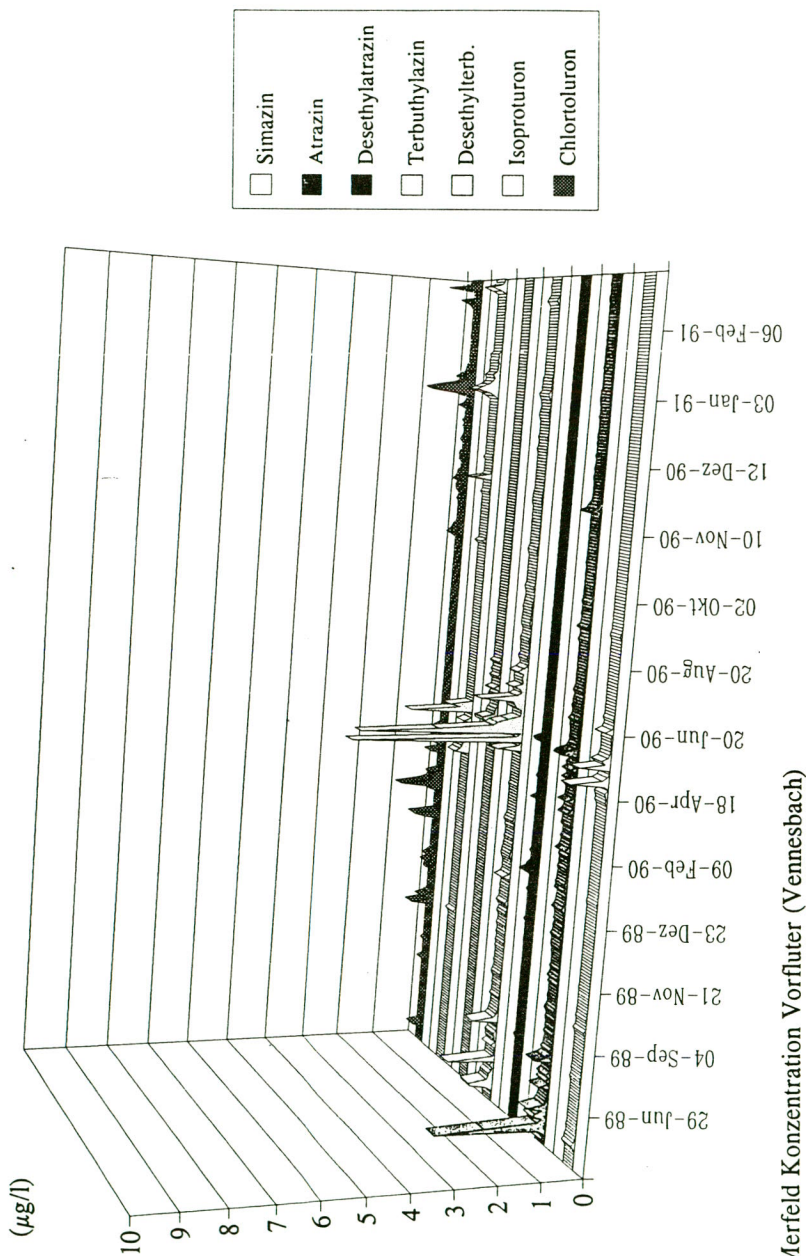
Abb. 5-86: Konzentrationsverlauf von Triazinen und Phenylharmstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergelbiet Nottuln; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Wiedergabe der Befunde [n = 344] von den ereignisabhängigen Probenahmen in chronologischer Reihenfolge, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)





Südkirchen Konzentration im Vorfluter (Dammbach)

Abb. 5-87: Konzentrationsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalbriegergebiet Südkirchen; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Wiedergabe der Befunde von den ereignisabhängigen Probenahmen in = 361] in chronologischer Reihenfolge, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)



Merfeld Konzentration Vorfluter (Vennesbach)

Abb. 5-88: Konzentrationsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Merfeld; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Wiedergabe der Befunde in = 276) von den ereignisabhängigen Probenahmen in chronologischer Reihenfolge, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)



Hochmoor Konzentration im Vorfluter (Tackekanal)

Abb. 5-89: Konzentrationsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kallbriergelände Hochmoor; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Wiedergabe der Befunde [n = 246] von den ereignisabhängigen Probenahmen in chronologischer Reihenfolge, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)

Von Mitte Oktober 1990 bis zum Einsetzen der Frostperiode Mitte Januar 1991 lagen die Chlortoluronkonzentrationen bei hoher Abflußbereitschaft des Einzugsgebietes (vgl. Tab. 5-25) beständig über 0,5 µg/l. Isoproturon war hier, entsprechend der geänderten Anwendung im zweiten Jahr, zwar schon stärker vertreten, erreichte aber in Nottuln nur etwa ein Zehntel des Konzentrationsniveaus von Chlortoluron. Das beruht nach der Befragung (Kap. 5.2.2.1) darauf, daß der überwiegende Einsatz erst nach der Beprobung im Frühjahr 1991 von den Landwirten beabsichtigt war. Trotz des Anwendungsverbotes weist von den s-Triazinen die höchsten Konzentrationen auch in Nottuln das Atrazin auf, das, wie der w.u. vorgenommene Vergleich mit dem Metaboliten Desethylatrazin zeigt, nur aus einer neuerlichen Anwendung stammen kann. Das für den Einsatz freigegebene Terbutylazin und sein Metabolit Desethylterbutylazin ist, wie auch Simazin, in Nottuln fast ausschließlich mit Konzentrationen unter 1 µg/l vertreten.

Im Vorfluter in **Südkirchen** war das Konzentrationsniveau bei den Phenylharnstoffen mit dem in Nottuln vergleichbar. Gegenüber Nottuln war Isoproturon bereits im Winter 1989 im Dammbach stärker vertreten. Bei höherer Aufwandmenge im Herbst 1990 erreichte es in der Winterhälfte fast exakt die gleichen Konzentrationen wie Chlortoluron (Abb. 5-87). Ein direkter Vergleich der Konzentrationen an Phenylharnstoffen mit denen in Südkirchen ist aufgrund des unterschiedlichen Einsatzes erst nach der Summenbildung aus den Angaben in der Tabelle 5-48 von Isoproturon und Chlortoluron möglich. Die Summe liegt mit 0,95 µg/l im arithmetischen Mittel und 0,21 im geometrischen Mittel um 62 % bzw. 49 % unter den Summenwerten von Nottuln. Da in Nottuln neben den betrachteten Stoffen auch Methabenzthiazuron in bedeutenderem Ausmaß eingesetzt wurde (vgl. Kap. 5.2.2.1), verschiebt sich diese Relation noch weiter zuungunsten des Gebietes in Nottuln.

Tab. 5-48: Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Südkirchen

<b>Südkirchen</b> (n = 361)	Simazin (µg/l)	Atrazin (µg/l)	Deset.- atrazin (µg/l)	Terbut. (µg/l)	Deset.- terbut. (µg/l)	Isoprot. (µg/l)	Chlort. (µg/l)
arith. Mittel	0,03	0,25	0,11	0,08	< 0,05	0,40	0,56
Median	< 0,02	0,11	0,08	0,04	< 0,05	0,09	0,13
geom. Mittel	< 0,02	0,12	0,07	0,04	< 0,05	0,09	0,12
unteres Quartil	< 0,02	0,06	< 0,05	0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
oberes Quartil	0,03	0,24	0,15	0,07	< 0,05	0,44	0,59
Maximum	0,69	8,00	0,51	2,90	0,37	5,84	23,00
mittlere Konzen- tration im Gesamtabfluß	< 0,02	0,11	0,13	0,08	< 0,05	0,66	0,72

(Berechnungsgrundlage: < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze)

Trotz des Verbotes ist Atrazin am stärksten und auch beständig über den Beobachtungszeitraum im Vorfluter vertreten. Entsprechend erreicht auch Desethylatrazin gleichbleibend hohe Konzen-



trationen. Hohe Konzentrationen von Terbutylazin wurden im zweiten Jahr kaum mehr registriert. Besonders durch das Fehlen von höheren Konzentrationen über 0,5 µg/l wird das Ergebnis der Umfrage (vgl. Kap. 5.2.2.2) bestätigt, nachdem im Einzugsgebiet 1990 kein Terbutylazin mehr eingesetzt worden ist. Simazin ist mit im Mittel identischen Konzentrationen wie in Nottuln auch im Anwendungszeitraum nur selten und dann mit geringen Konzentrationen von zumeist unter 0,2 µg/l im Vorfluter vertreten.

In **Merfeld** liegt das geometrische Mittel aller betrachteten Wirkstoffe und Metaboliten unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (Tab. 5-49). Chlortoluron erreicht auch im arithmetischen Mittel nur 10 bzw. 5 % des Konzentrationsniveaus von Nottuln bzw. Südkirchen. Isoproturon wurde entsprechend auch der bis dahin üblichen Anwendungspraxis einer Nachauflaufbehandlung im Frühjahr mit deutlichen Konzentrationen erstmalig im April 1990 (Abb. 5-88) nachgewiesen, im nachfolgenden Winter bereits wegen des früheren Einsatzes schon im November. Konzentrationen über 2 µg/l wurden lediglich im Anwendungszeitraum bei Terbutylazin und im Juni 1990 während eines Abflußereignisses bei Atrazin registriert. Das Spektrum der s-Triazine im Vorfluter bestätigt somit in diesem Fall, gegenüber den anderen Kalibriergebieten, weitestgehend die ausschließlich erlaubte Anwendung von Terbutylazin und somit auch die Angaben der Anwendungserhebung.

Tab. 5-49: Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Merfeld

<b>Merfeld</b> (n = 276)	Simazin (µg/l)	Atrazin (µg/l)	Deset.- atrazin (µg/l)	Terbut. (µg/l)	Deset.- terbut. (µg/l)	Isoprot. (µg/l)	Chlort. (µg/l)
arith. Mittel	< 0,02	0,05	< 0,05	0,09	< 0,05	< 0,05	0,07
Median	< 0,02	0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
geom. Mittel	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
unteres Quartil	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
oberes Quartil	< 0,02	0,04	< 0,05	0,04	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Maximum	0,89	2,70	0,27	4,20	0,38	1,60	1,10
mittlere Konzen- tration im Gesamtabfluß	< 0,02	0,03	< 0,05	0,03	< 0,05	< 0,05	0,09

(Berechnungsgrundlage: < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze)

Im Gebiet **Hochmoor** zeigte der Tackekanal wie der Vennesbach in Merfeld ein niedriges Konzentrationsniveau bei den Phenylharnstoffen (Abb. 5-89). Hohe Konzentrationen traten nur bei den Triazinen auf. Hier ergab sich eine besonders starke Abhängigkeit der Konzentrationen im Vorfluter von der Wasserführung. So sind hohe nachweisbare Konzentrationen an Triazinen auf eine niedrige Wasserführung beschränkt. Auch in diesem Einzugsgebiet ist Atrazin erneut im Untersuchungszeitraum eingesetzt worden. Das ist wiederum daran erkenntlich, daß Desethylatrazin trotz einer Atrazinkonzentration im arithmetischen Mittel von 0,24 µg/l unter der Bestimmungsgrenze lag (Tab. 5-50).

Tab. 5-50: Verteilungsparameter der untersuchten Proben und arithmetisches Mittel der Konzentrationen im Gesamtabfluß des Vorfluters in Hochmoor

Hochmoor (n = 246)	Simazin (µg/l)	Atrazin (µg/l)	Deset.- atrazin (µg/l)	Terbut. (µg/l)	Deset.- terbut. (µg/l)	Isoprot. (µg/l)	Chlort. (µg/l)
arith. Mittel	0,19	0,24	< 0,05	0,08	< 0,05	< 0,05	0,06
Median	0,03	0,03	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
geom. Mittel	0,03	0,04	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
unteres Quartil	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
oberes Quartil	0,14	0,14	< 0,05	0,04	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Maximum	5,80	11,60	0,68	4,10	0,13	0,93	0,90
mittlere Konzen- tration im Gesamtabfluß	< 0,02	0,04	< 0,05	0,03	< 0,05	0,05	< 0,05

(Berechnungsgrundlage: < Bestimmungsgrenze = 30 % der Bestimmungsgrenze)

### Ereignisabhängiger Konzentrationsverlauf der s-Triazine im Sommerhalbjahr

In der Abbildung 5-90 sind ein größeres und zwei kleinere Abflußereignisse in Stundenauflösung im Kalibriergebiet Südkirchen wiedergegeben. Gegenüber einem geringen Grundlevel von 0,35 µg/l Terbutylazin steigt hier nach einem Gewitterniederschlag mit der Abflußwelle am 22./23.6.1989 die Konzentration auf nahezu 3 µg/l. Vorherige spärliche Niederschläge haben lediglich eine geringe Konzentrationserhöhung von 0,1 auf 0,35 µg/l hervorgerufen. Die Leitfähigkeit stieg in diesem Fall an, was eine Ausnahme darstellt, im Gebiet von Südkirchen aber auch 1991 beobachtet wurde. Wie auch die nachfolgenden kleineren Ereignisse in der Abbildung 5-90 zeigen, ist ein höherer Abfluß in der Regel mit einer niedrigeren Leitfähigkeit gekoppelt. Da Mitte Juni oft mineralischer Dünger als "Schossergabe" im Wintergetreide gegeben wird, kann die Erhöhung der Leitfähigkeit in diesem Fall auf einem Austrag durch Dränage oder Abspülung von den behandelten Flächen beruhen. Die Konzentration an Atrazin erreichte ähnlich hohe Gehalte wie Terbutylazin. Da der Metabolit Desethylatrazin nur in deutlich geringeren Konzentrationen, und zwar im Verhältnis von 1:10, vorkam, ist eine mögliche Herkunft des Atrazins von einer Vorjahresanwendung auszuschließen. Obwohl der Einsatz bereits 1989 im Einzugsgebiet untersagt war, muß Atrazin also erneut auch in diesem Kalibriergebiet eingesetzt worden sein. Das zeigen auch die beiden folgenden kleineren Abflußereignisse, die für Atrazin immer noch jeweils Konzentrationen von 1 µg/l hervorriefen, während für Terbutylazin die Erhöhung sehr gering ausfiel. Die Abbildung 5-91 läßt erkennen, daß bei einer zweipipfligen Abflußwelle zwei Wochen später ebenfalls noch Atrazinkonzentrationen von über 2 µg/l erreicht werden. Gegenüber dem Ereignis zwei Wochen früher ist das Verhältnis Atrazin zum Metabolit durch den Abbau bereits auf 1:5 verringert. Bei dieser zwei-

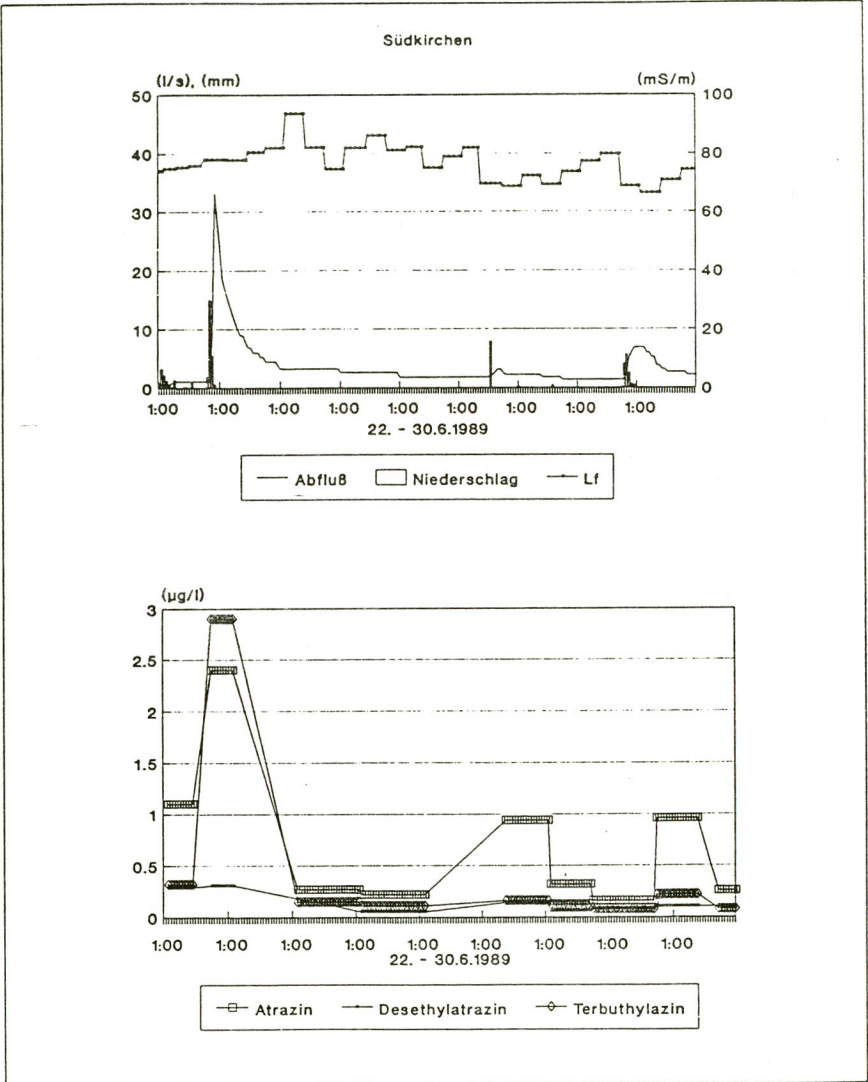


Abb. 5-90: Abfluß, Leitfähigkeit und s-Triazingehalte im Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Verlauf von drei unterschiedlichen Niederschlagsereignissen (Zeitraum: 22.-30.6. 1989)

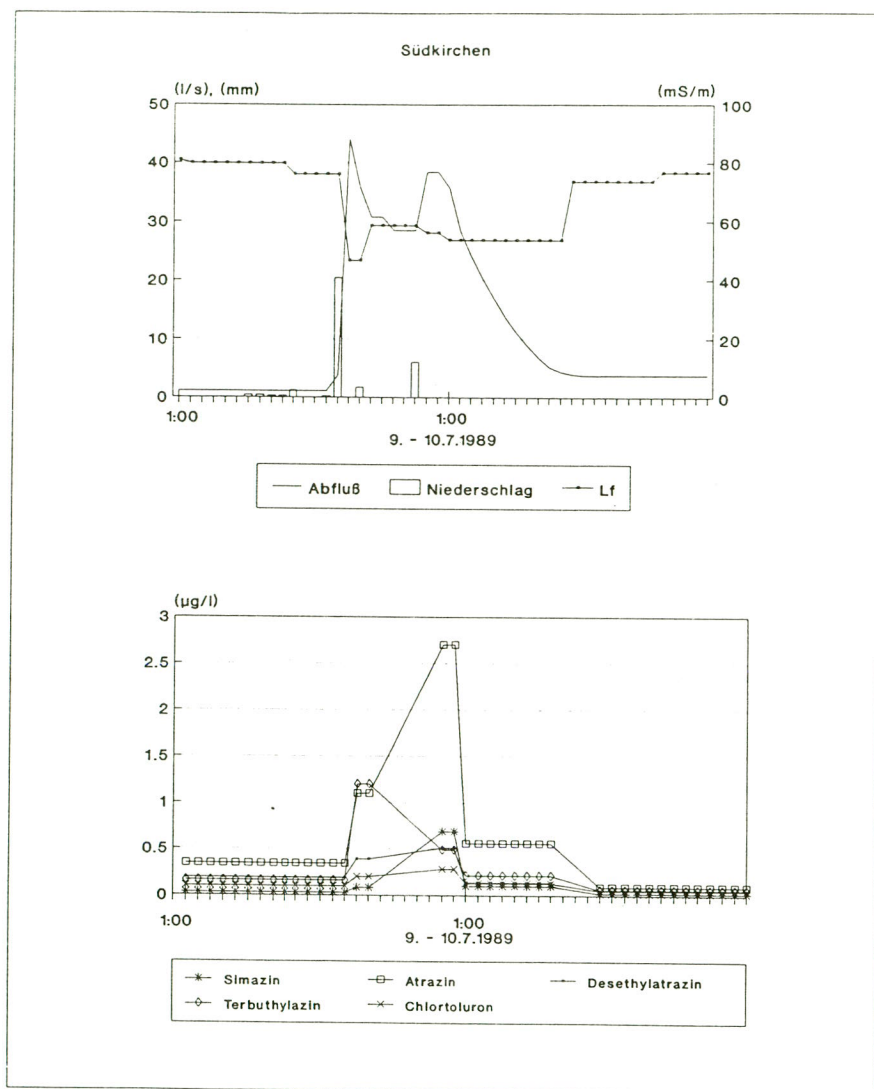


Abb. 5-91: Niederschlagsverlauf im Kalibriergebiet Südkirchen sowie Leitfähigkeit und s-Triazin-gehalte im Vorfluter einer zweigipfligen Abflußwelle am 9.-10.7.1989 nach zwei Starkniederschlägen



gipfligen Abflußwelle sank die Terbutylazinkonzentration bei der zweiten Abflußspitze bereits wieder, während die von Atrazin noch weiter anstieg. Der Unterschied kann zu einem geringen Teil vielleicht in der unterschiedlichen Entfernung der behandelten Schläge zum Gebietsauslaß begründet liegen. Wahrscheinlicher ist aber, daß die erhöhte Atrazinkonzentration der zweiten Abflußspitze daher rührt, daß erst das dritte Niederschlagsereignis dazu geführt hat, daß zwischenzeitlich gespeichertes Abflußwasser Anschluß an das Abflußnetz des beprobten Vorfluters gefunden hat. Solche Senken für eine Zwischenspeicherung fanden sich während des Hochsommers im Gelände häufiger in Form von nur teilweise mit Wasser gefüllten Gräben. Nachdem die Leitfähigkeit ihr Ursprungsniveau wieder erreicht hatte, lagen die Konzentrationen der Triazine auf dem Grundlevel von unter  $0,1 \mu\text{g/l}$ , den sie überwiegend in niederschlagslosen Zeiträumen in Südkirchen aufwiesen.

Im Jahr 1990 ist wie auch in den anderen Kalibriergebieten ebenfalls noch ein Einsatz an Atrazin zu registrieren. Die Abbildung 5-92 zeigt, daß hier die Niederschläge am 2. Juni 1990 keine nennenswerte Konzentrationserhöhung an Triazinen hervorriefen. Hingegen erreichten die Atrazinkonzentrationen einen Tag später mit den ersten Niederschlägen an diesem Tag, bei allerdings sehr geringen Abflüssen von wenigen Litern pro Sekunde,  $8 \mu\text{g/l}$ . Da das Verhältnis von Desethylatrazin zu Atrazin 1:20 beträgt und somit praktisch kein Abbau von Atrazin stattgefunden hat, liegt der Schluß nahe, daß die Atrazinanwendung in der Zwischenzeit stattgefunden hat. Mit dem Einsetzen höherer Abflüsse findet eine starke Verdünnung statt, so daß die Atrazinkonzentration rasch wieder auf ihr Ausgangsniveau fällt. Die später einsetzenden höheren Abflüsse, evtl. auch durch stärkere Niederschläge als die registrierten im Hinterland des Kalibriergebiets hervorgerufen, resultieren höchst wahrscheinlich bereits schon aus Dränabflüssen.

Das deutete auch die dauerbeprobte Dränage am Schlag F2 an, bei der drei Tage später bei erneuten Niederschlägen ein Ansprechen und in der Schüttung gleich hoch liegende Terbutylazin- und Desethylterbutylkonzentrationen registriert wurden.

So wurden für den beprobten Dränageabfluß, ein Jahr nach Anwendung von Terbutylazin, ca.  $0,5 \mu\text{g/l}$  am 9. Mai und  $0,2 \mu\text{g/l}$  am 7. Juni 1990 sowohl für Terbutylazin als auch für Desethylterbutylazin ermittelt.

Die Übersichtsabbildungen (Abb. 5-86 und Abb. 5-87) von Südkirchen und Nottuln zeigen, daß die Grundkonzentration an s-Triazinen bzw. die maximale Höhe bei Ereignissen kontinuierlich und nur langsam bis zum November abnimmt. Nach den ersten registrierten, stärkeren Gewitterniederschlägen ist die hohe Konzentration im Vorfluter nicht mehr durch Vorgänge, die unmittelbar mit der Reinigung der Geräte in Verbindung stehen, erklärbar, da zu dem späten Zeitpunkt in aller Regel keine Triazine im Mais mehr eingesetzt werden. Ebenso dürften die im Rahmen einer evtl. Mitbehandlung der Böschung und Gräben in den Vorflutbereich gelangten Wirkstoffe (Kap. 5.2.4.6) aufgrund der nur geringen Konzentrationen in Verbindung mit guter Wasserlöslichkeit mit den ersten Abflüssen abgespült oder auch direkt an der Oberfläche photolytisch zersetzt worden sein.

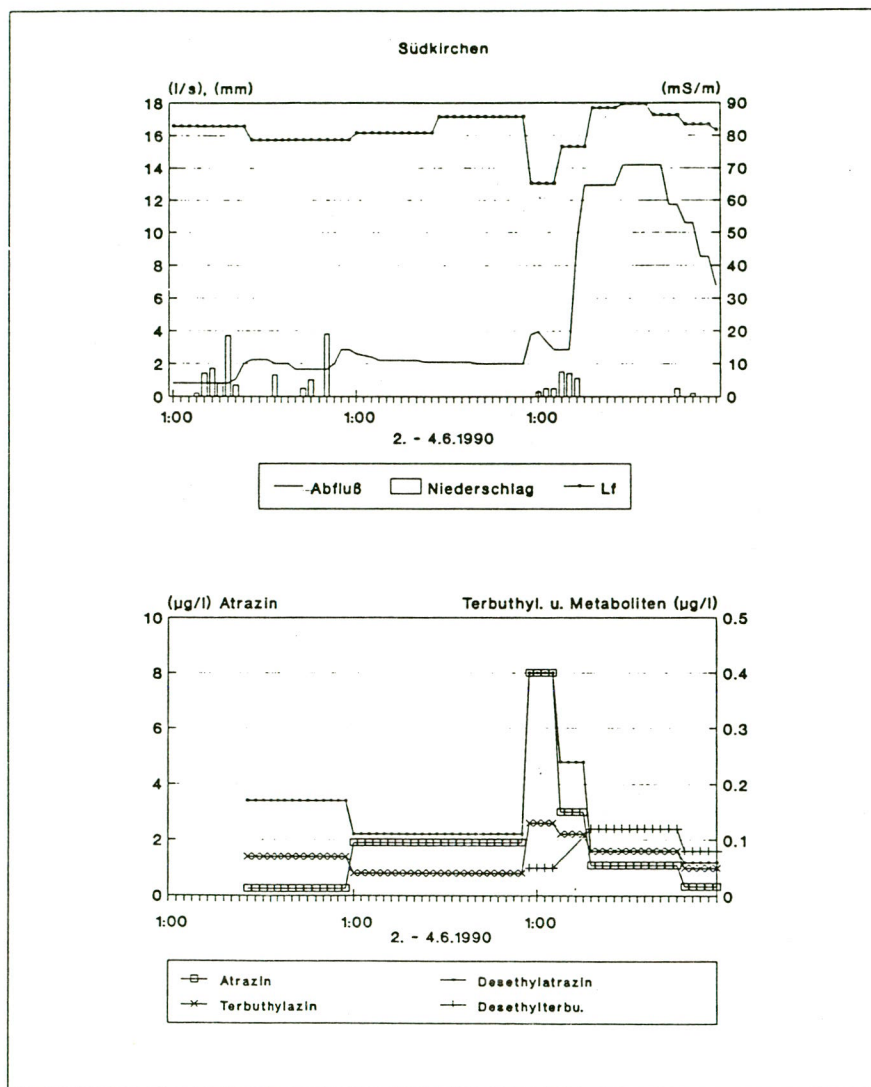


Abb. 5-92: Abfluß, Leitfähigkeit und s-Triazin-Gehalte im Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Verlauf geringer Niederschlagsintensitäten im Zeitraum 2.- 4.6.1990

Die stark vom kurzzeitigen Niederschlags- und Abflußgeschehen abhängigen Konzentrationschwankungen in den relativ trockenen Sommerhalbjahren 1989 und 1990 zeigen neben den Vorflutern in Nottuln trotz der naturräumlichen Unterschiede auch die Vorfluter in Hochmoor und Merfeld. In Abbildung 5-93 ist das ebenfalls dargestellt (Zeitraum Anfang Juni 1990) für den Abfluß in Hochmoor. Die ersten Niederschläge, die deutlich höher als in Südkirchen ausfielen, erzeugten eine Abflußwelle bis 30 l/s im Tackekanal und eine Erhöhung von Terbuthylazin, aber auch von Atrazin. Auf dem abfallenden Ast der Welle ist aber nochmals eine Leitfähigkeitserniedrigung festzustellen, die einhergeht mit einer weiteren Konzentrationserhöhung von Atrazin auf ca. 4 µg/l. Das beruht vermutlich auf Laufzeitunterschieden wegen der Entfernung der Eintragsquellen bis zum Gebietsauslaß. Evtl. macht sich hier aber auch das höhere Sorptionsvermögen bzw. die geringere Löslichkeit von Terbuthylazin gegenüber Atrazin positiv bemerkbar, da auch die späteren Konzentrationen stärker als bei Atrazin abfallen.

Dieser raschere Abfall der Terbuthylazinkonzentration gegenüber dem von Atrazin ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß ein Teil des Terbuthylazins verstärkt an feine Trübstoffe gebunden ist (vgl. auch Kap.5.2.4.4), die bei nachlassendem Abfluß und damit auch geringer werdender Fließgeschwindigkeit im Vorfluter sedimentieren. Aufgrund der vierfach so hohen Wasserlöslichkeit und der ungünstigeren  $K_D$ -Werte gegenüber Terbuthylazin ist Atrazin prozentual höher in der wäßrigen Phase und damit auch länger im Abfluß vertreten. BURKHARD & GUTH (1981) ermittelten an drei verschiedenen Böden für Terbuthylazin 2,6-, 4,7- und 5,0-fach so hohe  $K_D$ -Werte wie für Atrazin und fast identische Unterschiede auch gegenüber Simazin. Die Unterschiede nehmen mit steigendem Gehalt an organischer Substanz (max. 5,6 Gew.-%) zu. Daraus resultiert für Atrazin und für Simazin, daß bei den Böden in Hochmoor eine mindestens 5-fach so hohe Konzentration gegenüber Terbuthylazin im Vorfluter bei identischen Randbedingungen alleine auf diesen Unterschied der Bindungsfähigkeit an das Sediment zurückgeführt werden kann. Die sich nach dem in Abbildung 5-93 dargestellten Ereignis einstellende annähernd 5-fach so hohe Basiskonzentration von Atrazin gegenüber Terbuthylazin im Vorfluter ist somit überwiegend auf die unterschiedlichen Sorptionseigenschaften innerhalb der Gruppe der s-Triazine zurückzuführen. Die Sorptionsunterschiede müssen auch bei der Interpretation der Übersichtsabbildungen (Abb. 5-86 bis Abb. 5-89) berücksichtigt werden. Insbesondere bei den Konzentrationen im Vorfluter von Hochmoor (Abb. 5-89) kann sonst leicht bei gleich hohen Konzentrationen der s-Triazine zu Beginn des Anwendungszeitraumes, wenn unterschiedliche Halbwertszeiten noch keine Rolle spielen, fälschlich auf identische Aufwandmengen der Wirkstoffe im Einzugsgebiet geschlossen werden. Da bei beiden s-Triazinen das Verhältnis zum jeweiligen Metaboliten, entsprechend den Verhältnissen kurz nach der Anwendung im Vorjahr, in der Größenordnung von 1:10 liegt, ist auch hier mit einer erneuten Anwendung von Atrazin in Hochmoor im Mai 1990 zu rechnen (Abb. 5-93). Letzteres war praktisch in allen Kalibriergebieten, wenn auch in sehr unterschiedlichem Ausmaß, feststellbar. Wie aus

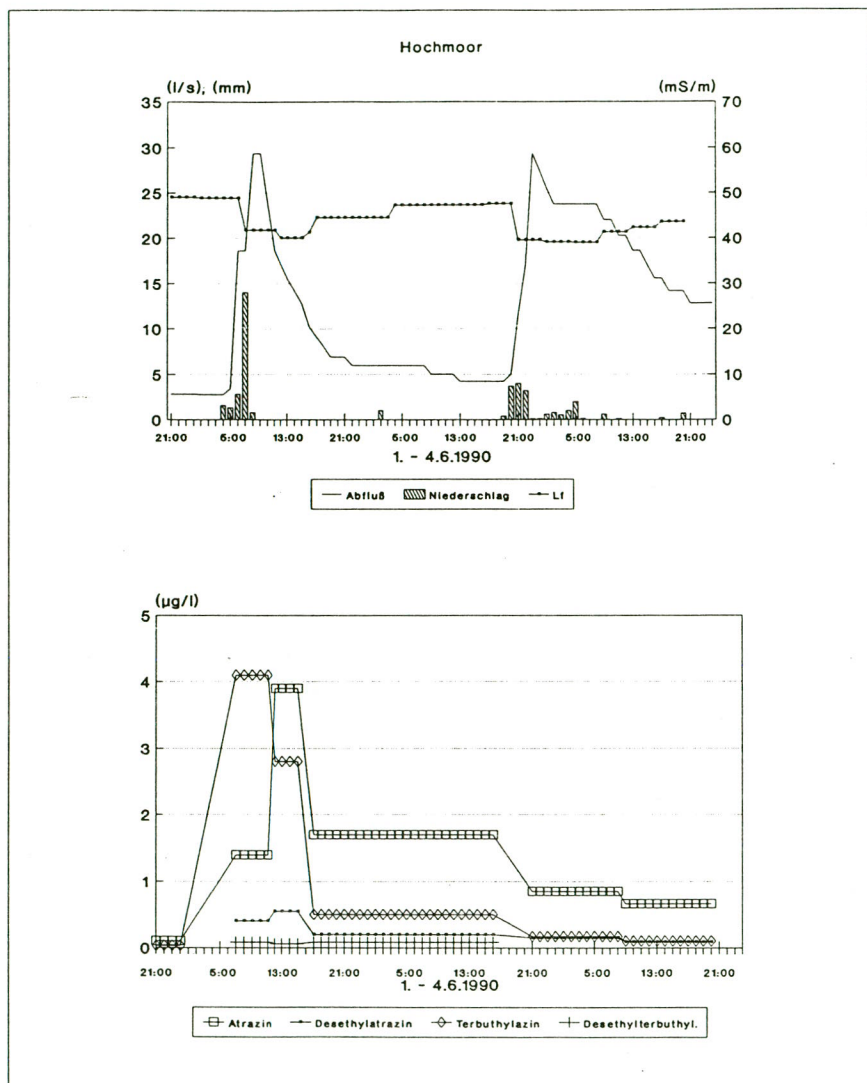


Abb. 5-93: Niederschlag im Kalibriergebiet Hochmoor sowie Leitfähigkeit und Triazingehalte im Vorfluter im Verlauf von zwei Abflußwellen (Zeitraum: 1.- 4.6.1990)



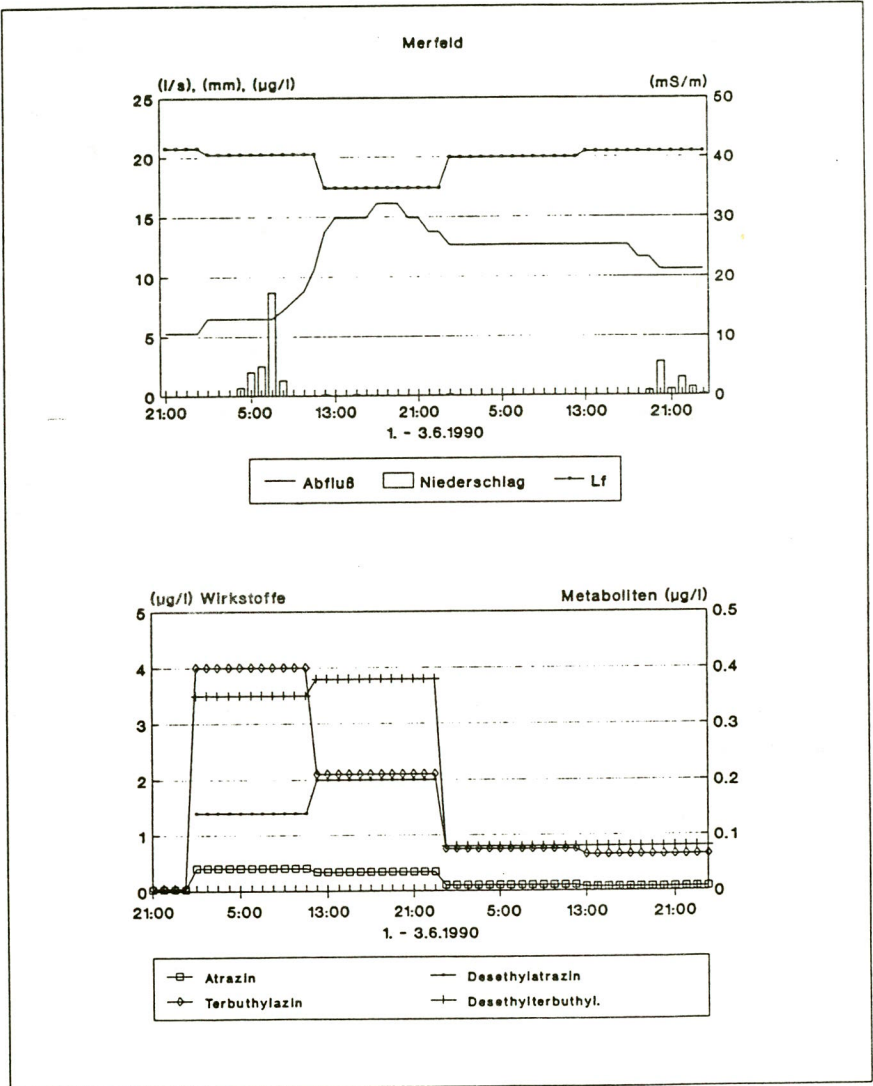


Abb. 5-94: Niederschlag im Kalibriergebiet Merfeld sowie Leitfähigkeit und Triazingehalte im Vorfluter während einer Abflußwelle am 1.- 3.6.1990

Abbildung 5-93 ersichtlich wird, bringen die nächsten, in der Summe gleich starken, Niederschläge am 3. und 4. Juni 1990 keine Erhöhung der Konzentration mehr, obwohl die Abflußerhöhung und die Leitfähigkeitserniedrigung (als Maß für die Menge des Direktabflusses) ähnlich wie bei den vorhergehenden Niederschlägen ausfallen. Das kann zum einen daran liegen, daß bei dem Ereignis zuvor lediglich der Starkregen von 14 mm/h ausgereicht hat, einen "runoff" aus dem Randbereich der behandelten Flächen hervorzurufen bzw. daß nach dem ersten Niederschlag die Stoffe so tief in die Bodenkrume eingewaschen worden sind, daß sie danach als Potential nicht mehr zur Verfügung standen. Neben dieser Möglichkeit kommt für die nur einmalige Konzentrationserhöhung als Erklärung ebenfalls in Frage, daß bei dem ersten Niederschlag seit Mitte Mai 1990 die Hangböschungen, die Hofflächen und die trockenen Gräben erstmalig nach der Anwendung der Triazine ab- bzw. durchgespült worden sind. Die zweiten in der Summe ebenso ergiebigen Niederschläge erzeugen daher dann auch keine weitere Konzentrationserhöhung mehr im Vorfluter.

Die Abfluß- und Konzentrationsverhältnisse in Merfeld (Abb. 5-94) deuten, bei allerdings geringerer zeitlicher Auflösung, das gleiche an. So finden sich die höchsten Konzentrationen an Terbutylazin zu Beginn des Abflußereignisses. Die zweite Mischprobe über 8 Stunden, bei höherem Abfluß und niedrigerer Leitfähigkeit, weist bereits schon wieder geringere Konzentrationen an Terbutylazin und Atrazin auf. Beide Metaboliten (Desethylatrazin und -terbutylazin) zeigen hingegen die höhere Konzentration erst mit dem Hauptabfluß. Da sie beide mobiler als ihre Ausgangswirkstoffe sind (HÄFNER 1989), deutet das darauf hin, daß sie mit dem Hauptabfluß erst nach einer gewissen Bodenpassage, vermutlich im Bereich der Hangböschungen, in die Vorfluter eingetragen worden sind, während die Wirkstoffe an der Bodenmatrix fixiert blieben.

Die folgende überschlägige Bilanzierung der Niederschlags- und Abflußmengen der vorgestellten Ereignisse zeigt, daß im Zeitraum der ermittelten hohen s-Triazinkonzentrationen in der Regel auch bei heftigen und ergiebigen Niederschlägen nur ca. 1-2 % der Niederschlagsmenge unmittelbar zum Abfluß gekommen sind (Tab. 5-51).

Tab. 5-51: Niederschlags-/ Abflußbilanz einzelner Hochwasserwellen im Hochsommer

Gebiet	Datum	Niederschlags- höhe (mm)	Abfluß- höhe (mm)	Abfluß % vom Niederschlag (%)	sonstige Fläche im Einzugsgebiet (%)
Südkirchen	22.6.89	32,9	0,295	0,89	9,7
	9-10.7.89	30,9	0,525	1,70	9,7
Hochmoor	2.6.90	20,5	0,294	1,43	12,3
Merfeld	2.6.90	15,5	0,320	2,07	12,2

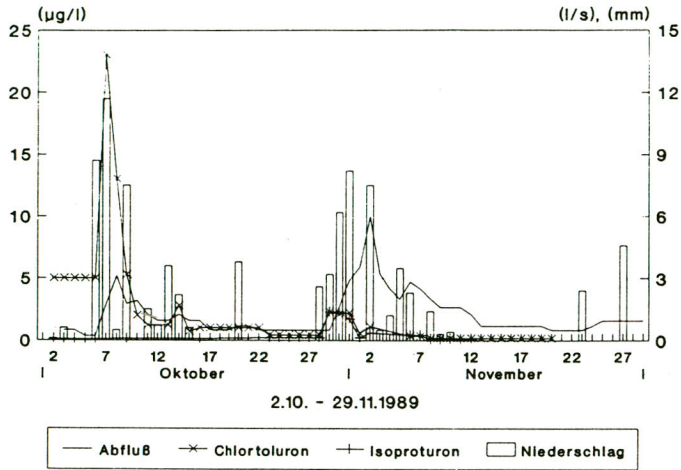
Die Tabelle 5-51 zeigt auch, daß der Anteil der "sonstigen Fläche" (Kap.5.2.2) im Kalibriergebiet generell bei ca. 10 % liegt. Den größten Anteil stellen hiervon die Hangböschungen, die Vorfluter an sich sowie asphaltierte Straßen oder auch sonstige versiegelte Flächen (z.B. Hofplätze).

Besonders hoch ist der Anteil von versiegelten Flächen in Hochmoor durch die beiden asphaltierten Bundesstraßen. Ebenso ist dort auch die Grabendichte sehr viel höher als in den anderen Gebieten (Kap. 5.2.1). Da diese Flächen alle unmittelbar abflußwirksam sind, beruht die Hauptabflußmenge während bzw. kurz nach den Niederschlägen überwiegend auf diesen Flächen. Wie in Kapitel 5.2.4.1 ausgeführt wurde, kann somit ein Anteil von der Herbizidbelastung aus dem direkten Eintrag mit dem Niederschlag herrühren. Das Konzentrationsniveau im Vorfluter kann allerdings nach den ermittelten Konzentrationen im Niederschlag dadurch maximal ca.  $0,5 \mu\text{g/l}$  an s-Triazinen erreichen. Da ferner ausgeschlossen werden kann, daß es z.B. in Hochmoor zu einem mengenmäßig nennenswerten "runoff" oder Drainageabfluß gekommen ist, ist davon auszugehen, daß die hohen Atrazin-, Terbutylazin- und z.T. auch die Simazinkonzentrationen zu einem Teil aus der unmittelbaren Mitbehandlung oder Abdrift der Böschungen und Gräben oder aus der Reinigung des Spritzequipments stammen und/oder daß ein geringer mengenmäßiger "runoff" aus dem unmittelbaren Randbereich der Böschungen heraus die hohen Konzentrationen hervorruft. Da sowohl die Mitbehandlung als auch ein geringer "runoff" aus dem Randbereich der Schläge in Böschungsnähe in Zusammenhang mit der Grabendichte im Einzugsgebiet steht, erklärt die Grabendichte auch, daß bei einem hohen Maisanteil im Kalibriergebiet Hochmoor hier im Vorfluter am häufigsten kurzzeitig hohe Konzentrationen an s-Triazinen ermittelt wurden. Die deutlich höheren Sorptionseigenschaften der humusreichen Böden (Kap. 5.2.4.2) und das hohe Infiltrationsvermögen für Niederschläge (Kap. 5.2.1) gegenüber Nottuln und Südkirchen unterstreichen diese Vermutung. Entscheidend für das Konzentrationsniveau im Sommer ist aber auch, daß, wie die Abbildung 5-47 zeigt, der Basisabfluß aus Grundwasser im Hochmoor sehr gering bzw. kaum vorhanden ist und daß die Konzentrationen der Abflußspitzen keiner weiteren Verdünnung unterliegen. Demgegenüber zeigt die Abbildung 5-94, daß bei allerdings geringeren Niederschlägen in Merfeld die dort auch dementsprechend geringer ausfallende Abflußspitze zum einen zeitverzögert einsetzt und daß eingetragene Herbizidmengen durch den vorher schon höheren und später ansteigenden Grundwasseranteil verdünnt werden.

#### **Ereignisabhängiger Konzentrationsverlauf der Phenylharnstoffe im Winterhalbjahr**

Wie bei den Triazinen werden die höchsten Konzentrationen während sehr niedriger Abflüsse im Applikationszeitraum registriert. Der Vergleich (Abb. 5-95) der beiden Kalibriergebiete Südkirchen und Nottuln zeigt, daß in beiden Vorflutern sehr hohe Chlortoluronkonzentrationen, allerdings zu unterschiedlichen Zeiten, im Oktober ermittelt wurden. Wie auch oben für die Triazine gezeigt, rufen jeweils die ersten Niederschläge nach der Anwendung noch auf dem ansteigenden Ast der jeweiligen Abflußkurve die höchsten Konzentrationen bei diesem geringen Abflußniveau hervor.

### Südkirchen



### Nottuln

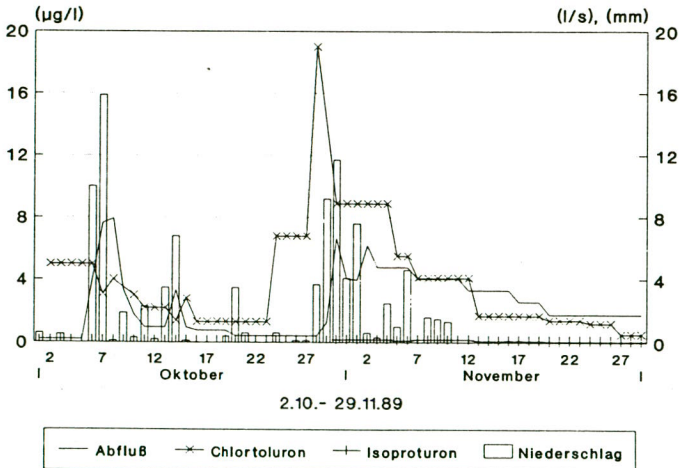


Abb. 5-95: Niederschlags- und Abflußverlauf in den Kalibriergebieten Nottuln und Südkirchen sowie Gehalte von Isoproturon und Chlortoluron im Vorfluter im Zeitraum 2.10. - 29.11.1989



Nachfolgende Niederschläge bewirken in der Regel schon wieder eine Verdünnung und damit sinkende oder stagnierende Konzentrationen. Bei geringer Wassersättigung des Bodens entsprechen die möglichen Eintragspfade denen, die auch für die Triazine genannt wurden. Die höheren Konzentrationen an Chlortoluron resultieren aus den höheren Aufwandmengen gegenüber Terbutylazin. In Nottuln zeigen aber der höhere Abfluß und das sehr hoch bleibende und mit dem Abfluß parallel verlaufende Konzentrationsniveau an Chlortoluron, daß nach dem 27. Oktober 1989 vermutlich schon ein geringer Drainageabfluß oder interflow am Eintrag von Chlortoluron in den Vorfluter beteiligt ist.

Gegenüber den Eintragswegen der PSM in die Vorfluter bei den niedrigen Abflüssen von 1 - 40 l/s im Sommer und Herbst 1989 und 1990 bestimmten im Winter und Frühjahr mit 10- bis 100-facher Abflußmenge andere Eintragspfade die Konzentration an Phenylharnstoffen in den Vorflutern. Die zeitliche Aufteilung der Wassermengen anhand der Abflußkurve auf die drei Eintragspfade Oberflächen-, Drainage- und Grundwasserabfluß läßt sich allenfalls grob abschätzen, da mit DYCK (1978, S.268) folgendes für die drei Hauptabflußkomponenten und die Beziehung zur Abflußganglinie festzuhalten ist: "Das Niederschlagswasser kann sowohl zunächst oberirdisch abfließen und dann infiltrieren als auch zuerst hypodermisch abfließen, um hangabwärts wieder an die Oberfläche zu treten und als Oberflächenwasser den Fluß zu erreichen. Je nach den örtlichen Gegebenheiten kann die eine oder andere Komponente völlig fehlen. Meßtechnisch sind die drei Abflußkomponenten im Einzugsgebiet nicht, in experimentellen Parzellen näherungsweise erfaßbar." MENDEL & UBELL (1973 b, S.88) sehen ebenfalls "keine plausiblen Methoden zur Bestimmung dieser Einzelkomponenten" allein aus der Abflußganglinie. Zusätzliche Hinweise über den jeweiligen Anteil der Abflußkomponenten bietet allerdings die Separierung der Abflußkomponenten mittels stabiler Isotope oder der Leitfähigkeit (WEYER 1972, HERRMANN et al. 1984, JACOB et al. 1990). Die Leitfähigkeit wird auch im folgenden zur weiteren Interpretation der Befunde im Vorfluter herangezogen, da hinsichtlich zukünftiger Vermeidungsstrategien des PSM-Eintrages in die Vorfluter eine grobe Abschätzung der jeweiligen Anteile der Abflußkomponenten notwendig ist.

Die Abbildung 5-96 zeigt anhand einer Abflußwelle im Gebiet Südkirchen im Januar 1990 einen für die beiden Gebiete Südkirchen und Nottuln typischen Konzentrationsverlauf eines Abflußereignisses bei hoher Bodenwassersättigung im Winter. Bei einem gleichmäßig verteilten Niederschlag über mehrere Stunden mit Spitzen von lediglich 4 mm/h steigt der Abfluß auf ca. 900 l/s. Mit dem Abfluß geht eine ständige Leitfähigkeitserniedrigung einher. Gemäß den Befunden in Kapiteln 5.2.4.3 bis 5.2.4.5 entspricht das Ergebnis einer Zunahme des Dränabflusses und/oder des "runoff", da diese besonders gegenüber dem carbonatreichen grundwasserbürtigen Anteil deutlich geringere Leitfähigkeiten aufweisen. Hiermit verbunden ist das erstmalige Auftreten von Chlortoluron und Isoproturon, deren Konzentrationen zuvor unter der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l lagen.

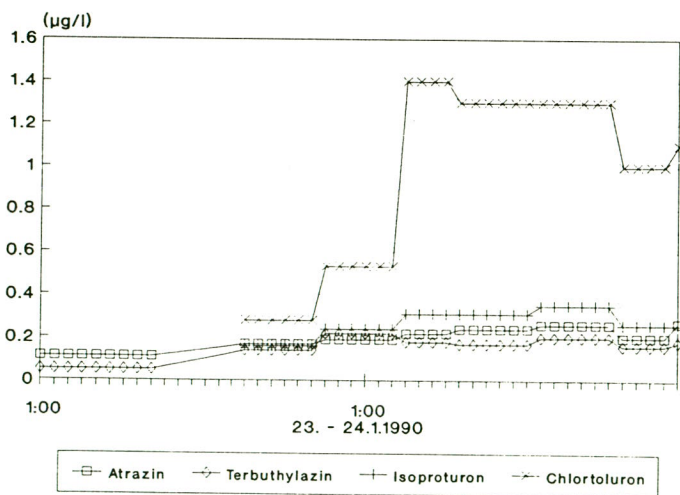
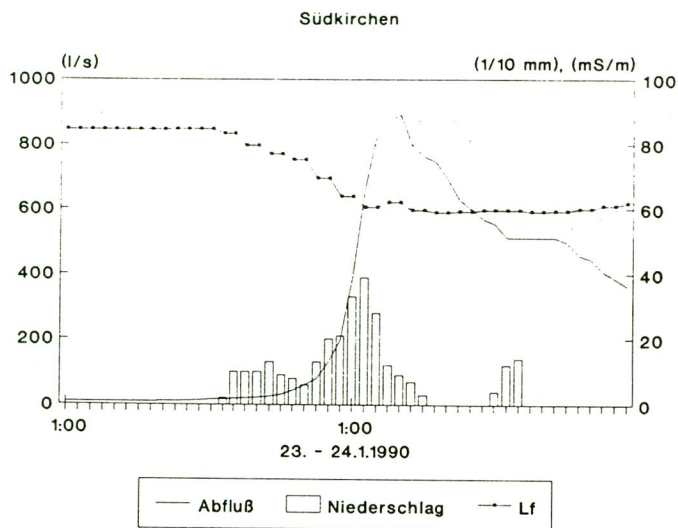


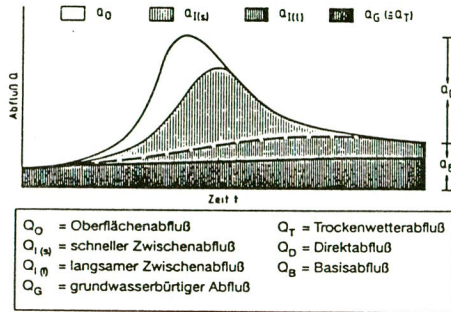
Abb. 5-96: Niederschlag im Kalibriergebiet Südkirchen sowie Leitfähigkeit, Triazingehalte und Phenylharnstoff-Gehalte im Vorfluter während einer Abflußwelle am 23.- 24.1.1990

Während die Konzentration von Chlortoluron nach dem erstmaligen Auftreten mit  $1,4 \mu\text{g/l}$  auf mehr als das 4-fache stieg, verhielt sich Isoproturon ähnlich wie Atrazin und Terbutylazin. Das niedrige Konzentrationsniveau von Isoproturon gegenüber Chlortoluron beruht neben dem schnelleren Abbau (Kap.5.2.4.2) vor allem auf Anwendungsunterschieden (Kap.5.2.2.2) im Einzugsgebiet. Das Ansteigen der Konzentration bei nachlassendem Abfluß und der damit höhere Drainageanteil am Gesamtabfluß sowie das parallele Verhalten zu den Triazinen zeigen, daß der dominierende Eintragsweg für Isoproturon zu diesem Zeitpunkt, ca. drei Monate nach Applikation, die Drainage bzw. der "interflow" war. Für Chlortoluron zeigen die letzten beiden dargestellten Konzentrationen von  $1,0$  bzw. der Beginn der nächsten Probe mit  $1,1 \mu\text{g/l}$ , daß auch fünf Stunden nach dem letzten Niederschlag noch hohe Konzentrationen im Abfluß vorlagen. Der Abfluß direkt an der Oberfläche von landwirtschaftlichen Nutzflächen kommt aber nach dem letzten Niederschlag rasch zum Erliegen (SIEGERT 1978). Da bei den hohen Fließgeschwindigkeiten in den Vorflutern ( $> 0,3 \text{ m/s}$ ) nach einer maximalen Lauflänge von 2500 m (Südkirchen) bzw. 3000 m (Nottuln) auch der letzte Rest vom Oberflächenabfluß nach spätestens drei bis vier weiteren Stunden die Meßstelle passiert hat, stammt das dann ab diesem Zeitpunkt abfließende Wasser, neben einem geringen Grundwasseranteil in diesen beiden Gebieten, fast ausschließlich aus dem Drainageabfluß bzw. dem "interflow". Dieses konnte auch in Nottuln und Südkirchen bei, allerdings geringeren Abflüssen von 210 bzw 220 l/s, am 2.3.1990 festgestellt werden, da bei der Befahrung und Begehung des Geländes kein direkter Oberflächenabfluß mehr registriert werden konnte und der Abfluß im Vorfluter augenscheinlich nur durch zahlreiche stark schüttende Dränagen und durch "interflow" aufrecht erhalten wurde. Zum "interflow" ist bei diesem modellmäßigen Ansatz auch das auf dem Sd-Horizont bzw. der Pflugschleife abfließende und am Hang bzw. der Böschung austretende Wasser (vgl. Kap.5.2.4.3, Schlag F2 in Nottuln) von nicht dränierten Schlägen zu rechnen. Hier wurden im Januar noch  $10\text{-}20 \mu\text{g/l}$  Chlortoluron registriert, während im direkten Oberflächenabfluß von Fahrspuren am Schlag F1 in Nottuln noch bis  $100 \mu\text{g/l}$  festgestellt wurden. Inwieweit auch der Abflußscheitel bereits durch den Drainageabfluß hervorgerufen wird, läßt sich aus der Abflußganglinie allein nicht erkennen. Da in den Einzugsgebieten Nottuln und Südkirchen aufgrund des hydrogeologischen Aufbaues der Einzugsgebiete ein mengenmäßig bedeutendes "bank storage" (Uferspeicherung: MENDEL & UBELL 1973 b) auszuschliessen ist, kann somit auch in diesen beiden Einzugsgebieten weitestgehend von der in Abbildung 5-97 dargestellten theoretischen Grundannahme der Abflußverteilung ausgegangen werden.

Die in der Abbildung 5-97 im Mittelgebirge noch zusätzlich vorgenommene Aufteilung aufgrund von Laufzeitunterschieden in einen schnellen und einen langsamen Zwischenabfluß ist bei den hier betrachteten flachen Hangneigungen und bei dem in der Regel sehr hoch anstehenden Stauhorizont nicht möglich. Legt man die theoretische Abflußverteilung zugrunde, so entstammt ein Anteil des Abflußscheitels bereits dem Drainageabfluß.

Abb. 5-97: Schematische Darstellung (ohne quantitative Gewichtung) eines Hochwasserabflusses in Mittelgebirgen mit Gesteinen geringer Wasserwegsamkeit (ohne Berücksichtigung eines unterirdischen Ab- und Zustroms)

aus: MOLLENHAUER & WOHLRAB (1990)



Darauf deutet auch die konstant niedrige Leitfähigkeit im Vorfluter hin in Zusammenhang mit den zu diesen Zeitpunkten an der Dränage am Schlag F2 in Südkirchen gemachten Beobachtungen (vgl. Kap.5.2.4.4, Abb. 5-71). So sprach hier die Dränage am 23.1.1990 um 18:<sup>53</sup> Uhr an und konnte bis um 8:<sup>00</sup> Uhr am 24.1. beprobt werden. Die Leitfähigkeit sank hierbei von 59,7 mS/m auf 41,8 mS/m in der Probe von 2:<sup>50</sup> Uhr bis 6:<sup>50</sup> Uhr am 24.1.1990, während der Isoproturongehalt in der ersten Probe bei 5 µg/l und auf dem Scheitel des Abflusses im Vorfluter bei 13 µg/l in der Dränage lag. Da auch die Konzentration an Chlortoluron mit der sinkenden Leitfähigkeit in den zwei untersuchten Dränagen der Pseudogleyböden in Nottuln zunahm (Kap. 5.2.4.4), ist somit bei annähernd gesättigten Bodenwasserverhältnissen bereits im Hochwasserscheitel dieser beiden Einzugsgebiete generell mit einem bedeutenden Anteil des Austrages der Phenylharnstoffe auch aus den Dränagen zu rechnen. Bei anteilig gleichem Abfluß und einer durchschnittlichen Konzentration von 10 µg/l im Dränageabfluß reichen bereits 15 % dränierte und mit Chlortoluron behandelte Flächen im Einzugsgebiet aus, um die ermittelte Konzentration von 1,5 µg/l im Vorfluter vollständig abzudecken bzw. hervorzurufen. Wie die Abbildung 5-98 anhand der chronologischen Wiedergabe der Abflußereignisse in der Winterhälfte 1990/91 bei annähernd wassergesättigten Bodenverhältnissen (Kap.5.2.3.) ab dem Dezember 1990 zeigt, ist auch hier ein Konzentrationsniveau von 1,5 - 2,0 µg/l in den Abflußspitzen die Regel. Während im Zeitraum vor dem Starkniederschlag am 17. November 1990 noch stärkere Schwankungen zwischen Isoproturon und Chlortoluron aufgrund unterschiedlicher Anwendung bei niedrigerem Abfluß im Vorfluter auftraten, ist danach bei hoher Abflußbereitschaft des Einzugsgebietes kein Unterschied sowohl im Konzentrationsniveau wie auch im zeitlichen Verlauf über diese frühe Winterhälfte feststellbar. Das Ergebnis zeigt sehr gut, daß bei etwa gleicher Aufwandmenge (Kap.5.2.2) im Oktober 1990 gegenüber dem Oktober 1989 kein relevanter Unterschied mehr von Isoproturon zu Chlortoluron bei einer Herbstanwendung besteht.



# Südkirchen

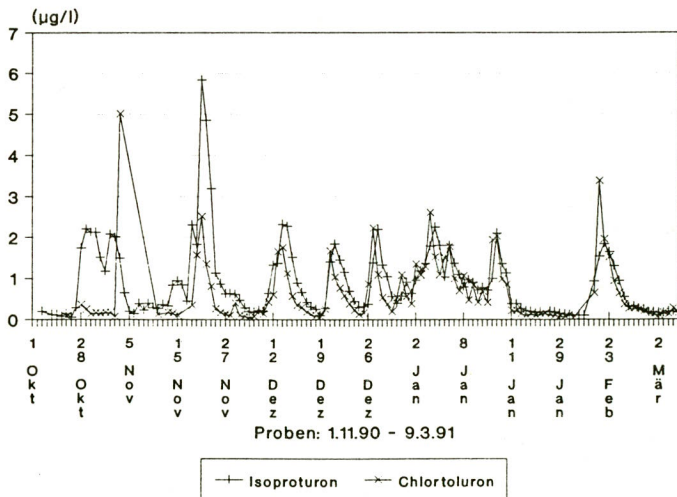
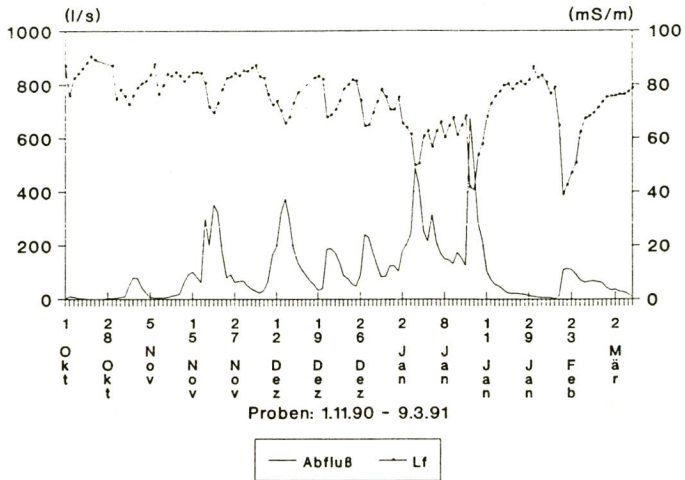


Abb. 5-98: Abfluß- und Leitfähigkeitsverlauf sowie Isoproturon- und Chlortolurongehalte im Vorfluter des Kalbriergebietes Südkirchen im Zeitraum vom 1.11.1990 - 9.3.1991

Ein Ersatz von Chlortoluron durch Isoproturon hat somit im wesentlichen zu einer Verlagerung des Problems geführt. Der positive Effekt eines schnelleren Abbaus von Isoproturon gegenüber Chlortoluron wird durch die schlechteren Sorptionseigenschaften wieder aufgehoben (Kap. 5.2.4.2)

Bei dem letzten in der Abbildung 5-98 dargestellten Ereignis vom 21.- 23. Februar 1991 handelt es sich um Konzentrationen und Abflüsse, die nach geringen Niederschlägen von ca. 2 mm am 22. Februar auf dem Höhepunkt der Schneeschmelze nach einer vorherigen 14-tägigen Frostperiode ermittelt wurden. Bei einem auch im Gelände feststellbaren direkten Oberflächenabfluß auf noch gefrorenem Boden und einsetzendem Drainageabfluß mit bis zu 10 µg/l wurden hier spät im Februar nochmals Konzentrationen von 2 bzw 3. µg/l für Isoproturon und Chlortoluron im Vorfluter hervorgerufen, wobei die Leitfähigkeit auf 40 mS/m sank. Nochmals geringere Leitfähigkeiten und somit ein anteilmäßig zum Zeitpunkt der Probenahme sehr hoher Oberflächenabfluß wurden auch in Nottuln beobachtet, wie die folgende Tabelle 5-52 zeigt.

Tab. 5-52: Konzentrationen im Vorfluter während der Frostperiode und im Zeitraum der Schneeschmelze am 22. - 25. Februar 1991 in Nottuln

Datum	Uhrzeit	Abfluß		Atrazin	Deset.- Atrazin	Terbuthyl.	Deset.- Terbut.	Isoprot.	Chlortol.
		(l/s)	(mS/m)						
15. Feb.	15:30 (Stichp.)	16,7	71,7	< 0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05	< 0,05	< 0,05
18. Feb.	15:10 (Stichp.)	11,6	70,8	0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,05	0,15	< 0,05
22. Feb.	16:30 (Stichp.)	155,1	48,7	0,05	< 0,05	< 0,02	< 0,05	0,11	0,97
23. Feb.	3:50 - 11:30	236,7	29,3	0,03	< 0,05	< 0,02	< 0,05	0,24	5,76
23. Feb.	11:50 - 18:38	166,1	41,9	0,04	< 0,05	< 0,02	< 0,05	0,22	3,40
25. Feb.	15:20 - 2:20	60,7	61,2	0,05	< 0,05	< 0,02	< 0,05	0,07	0,79

Die hier ermittelten Maximalkonzentrationen an dem dominierend eingesetzten Chlortoluron entsprechen der Summe von ca. 4 - 5 µg/l an Isoproturon und Chlortoluron, die in Südkirchen im gleichen Zeitraum ermittelt wurden. Das belegt insgesamt die bei gleichen Randbedingungen sehr ähnlichen Eintragsverhältnisse von Phenylharnstoffen in die Vorfluter dieser beiden Einzugsgebiete und stellvertretend damit auch für die im Einzugsgebiet der Stever dominierenden hydrogeologisch-pedologischen Einheiten.

Die absolut höchsten Austräge aus einem Kalibriergebiet wurden am 17. November 1990 für Nottuln ermittelt. Gegenüber Südkirchen mit 28 mm Niederschlag fielen in Nottuln innerhalb von 18 Stunden über 40 mm Niederschlag mit Spitzen von 8 bzw. 6 mm/h (Abb. 5-99) und erzeugten einen entsprechend hohen Abfluß im Vorfluter. Vorherige Niederschläge hatten bereits schon zu Drainageschüttungen (14.-16. November 1990) geführt (vgl. Kap.5.2.4.4). In den beiden beprobten Drainagen wurden dabei Konzentrationen von 2 - 6 µg/l Chlortoluron ermittelt.

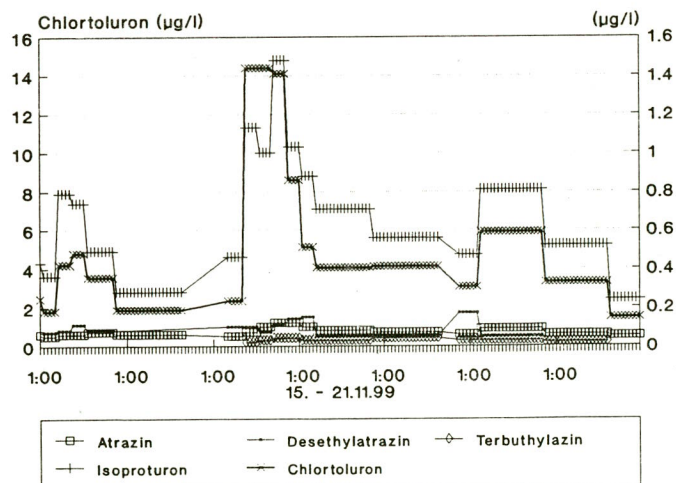
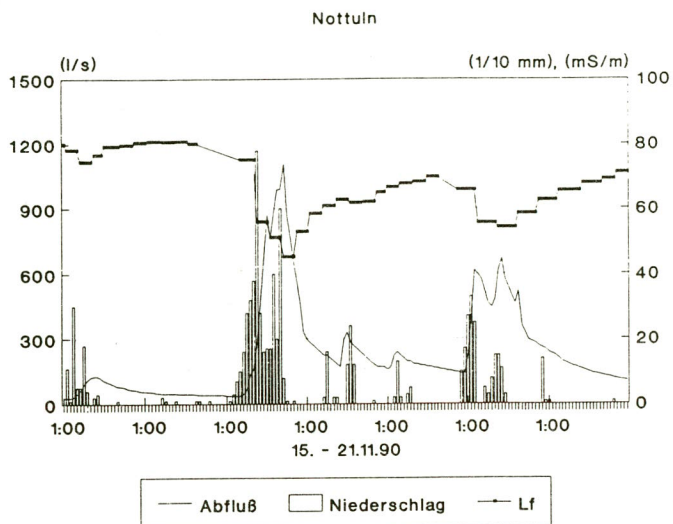


Abb. 5-99: Niederschlag im Kalibriergebiet Nottuln sowie Leitfähigkeit, s-Triazin-Gehalte und Phenylharnstoffgehalte einer Hochwasserwelle im Vorfluter (Zeitraum: 15.11. - 21.11.1990)

Einen Tag nach dem Niederschlagsereignis lagen die Konzentrationen bei 7 bzw. 20  $\mu\text{g/l}$  im Dränabfluß und blieben während des in Abbildung 5-99 dargestellten Zeitraumes auf dem hohen Konzentrationsniveau. Die im gleichen Zeitraum auf dem Schlag F1 in Südkirchen und Nottuln ermittelten Konzentrationen lagen in Relation zu den Aufwandmengen bei 100 und 250  $\mu\text{g/l}$  bzw. für den bodeninternen Abfluß des nicht dränierten Schlages F2 in Nottuln bei 80  $\mu\text{g/l}$ . Der mit der Niederschlagsspitze von 8 mm/h unmittelbar hervorgerufene Leitfähigkeitssprung, das Anschwellen der Chlortoluronkonzentration im Vorfluter von 2 auf 14  $\mu\text{g/l}$  und das rasche Absinken auf 4  $\mu\text{g/l}$  nach dem letzten Niederschlag (Abb. 5-99) deuten darauf hin, daß es im vorliegenden Fall spätestens zu diesem Zeitpunkt nach Überschreitung der Infiltrationskapazität zu einem auch mengenmäßig bedeutenden Oberflächenabfluß gekommen sein muß. Nur so sind auch die sehr hohen Chlortoluronkonzentrationen im Vorfluter zu erklären. Isoproturon, das in weitaus geringerem Maße in diesem Einzugsgebiet im Herbst eingesetzt worden war, war nur mit 1/10 der Konzentration von Chlortoluron im Vorfluter vertreten, zeigt aber durch seinen annähernd synchronen Konzentrationsverlauf, wie auch schon w.o. für Südkirchen festgestellt wurde, daß im Eintragsverhalten in die Vorfluter kein Unterschied zum Chlortoluron besteht. Das belegt aber auch, daß die Eintragswege generell die gleichen waren, obwohl die Anwendung auf unterschiedlichen Schlägen erfolgt ist. Aufgrund der hohen Wasserleitfähigkeit der Bodenprofile (Kap.5.2.1) verlief das Eintragsgeschehen in der Winterhälfte in den Kalibriergebieten Merfeld und Hochmoor auf einem niedrigeren Konzentrationsniveau und jeweils auch kurzfristiger. Dieses wird aus dem exemplarisch in Abbildung 5-100 dargestellten Verhalten von Abfluß, Leitfähigkeit und Herbizidkonzentration ersichtlich, die den gleichen Zeitraum für Merfeld wie für Südkirchen (Abb. 5-96) wiedergibt. Beim direkten Vergleich muß allerdings berücksichtigt werden, daß die Aufwandmenge in Merfeld nur etwa 57 % der von Südkirchen betrug (s.u.). Die Maximalkonzentration von nur 0,7  $\mu\text{g/l}$  Chlortoluron gegenüber 1,4  $\mu\text{g/l}$  in Südkirchen kann deshalb allein aus dem Verhältnis der Aufwandmengen resultieren. Wichtiger ist jedoch festzuhalten, daß Chlortoluron nur in zwei Proben im Abflußscheiden nachgewiesen wurde und daß der Leitfähigkeitsverlauf bereits wenige Stunden nach dem letzten Niederschlag wieder seine Ausgangshöhe von 47 mS/m erreicht hat. Geht man von den überwiegend negativen Befunden und von der konstanten Leitfähigkeit in den Dränagen (Kap.5.2.4.4) bzw. im oberflächennahen Grundwasser (Kap.5.2.4.5) aus, so kann lediglich ein kurzfristig auftretender Oberflächenabfluß diese Konzentrationen hervorgebracht haben. Da aufgrund der hohen Infiltrationskapazität der Bodenprofile von Merfeld ein Oberflächenabfluß bedeutend schneller als in Südkirchen zu Ende ist, fließt, ersichtlich an der hohen Leitfähigkeit, anschließend wiederum nur noch Grundwasser im Vorfluter ab, das keine nachweisbaren Konzentrationen an Chlortoluron mehr enthält. Dagegenüber dem Abflußverhalten in Südkirchen der Abflußscheiden mit ca. 300 l/s in Merfeld wegen der hohen Infiltrationskapazität der Böden und dem damit insgesamt ausgeglichenen Abflußverhalten nur halb so hoch ausfällt, beträgt der Gesamtaustrag auch während des Abflußscheiden nur 1/4 des Austrages von Südkirchen.



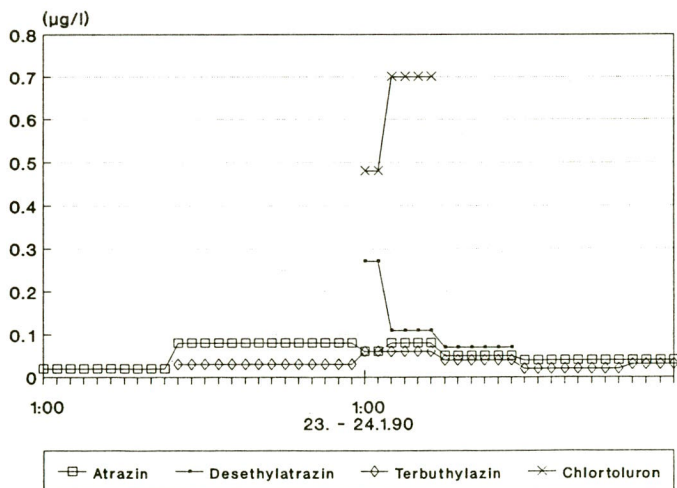
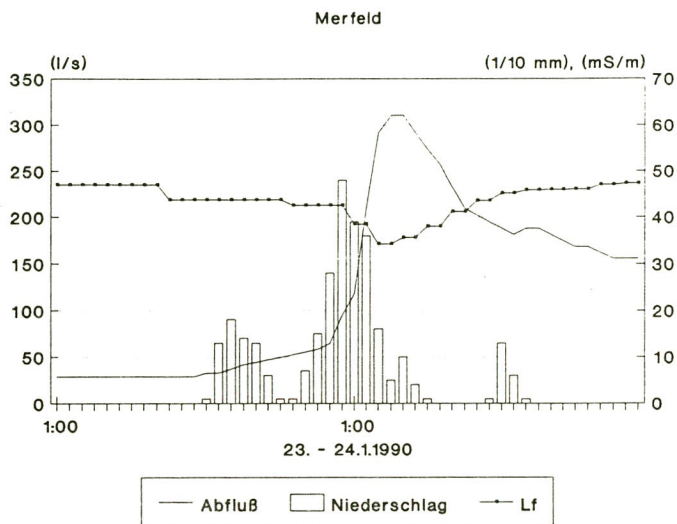


Abb. 5-100: Niederschlag im Kalibriergebiet Merfeld sowie Leitfähigkeit, s-Triazin-Gehalte und Chlortolurongehalte einer Hochwasserwelle im Vorfluter (Zeitraum: 23.1. - 24.1.1990)

### Herbizidausträge (Frachten) und -flächenspenden der Kalibriergebiete

Die Frachtrate ergibt sich aus der Abflußsumme und der gemessenen durchschnittlichen Konzentration über den beprobten Zeitraum. Zur Berechnung der Frachtrate zwischen den direkt beprobten Zeiträumen wurde die folgende, bei LAMMEL (1990) auf Grundlage der Untersuchungen von WALLING & WEBB (1982) abgeleitete, Formel verwendet:

$$\text{Fracht (g)} = 10^{-3} \sum_{i=1}^n (c_i + c_{i-1}) (A_i - A_{i-1}) 0,5$$

$C_i$  = Konzentration der aktuellen Probe ( $\mu\text{g/l}$ )

$A_i$  = Abflußsumme bis zur Probe  $i$  ( $\text{m}^3$ )

$n$  = Anzahl der Proben

$i$  = aktuelle Probe

Wie die Untersuchungen der o.g. Autoren zeigen, ist bei der Interpolation der auftretende Fehler relativ gering, wenn eine kontinuierliche Aufzeichnung der Wassermenge vorliegt. Direkt durch die Zeiträume der Probenahme abgedeckt waren in jedem Fall mehr als 70 % der jeweils errechneten Austragsfrachten (Tab. 5-53) im Untersuchungszeitraum.

Tab. 5-53: Gesamtausträge der Wirkstoffe und Metaboliten in den vier Kalibriergebieten im Untersuchungszeitraum Juni 1989 bis Februar 1991

	Simazin (kg)	Atrazin (kg)	Deset.- atrazin (kg)	Terbut. (kg)	Deset.- terbu. (kg)	Isoprot. (kg)	Chlort. (kg)	Gesamt- austrag (kg)
Nottuln	0,015	0,167	0,187	0,063	0,031	0,269	2,843	<b>3,575</b>
Südkirchen	0,012	0,168	0,194	0,116	0,058	1,002	1,086	<b>2,636</b>
Merfeld	0,005	0,045	0,006	0,051	0,001	0,061	0,138	<b>0,307</b>
Hochmoor	0,022	0,049	0,002	0,008	0,001	0,072	0,045	<b>0,199</b>

Die Entwicklung der Frachtraten im Beobachtungszeitraum zeigen die Abbildungen 5-101 bis 5-104 jeweils in Form von Summenkurven.

Entsprechend den hohen und beständigen Chlortoluronkonzentrationen bei hohen Abflüssen im Winter ist der Gesamtaustrag in Nottuln bei weitem der größte. Wie die Abbildung 5-101 zeigt, beruht ein Großteil der Fracht allerdings auf dem w.o. gezeigten starken Niederschlag am 17. November 1990, der allein einen Austrag von mehr als 0,7 kg Chlortoluron gebracht hat. Im Winter 1989 und Frühjahr 1990 fand, bei deutlich geringeren Abflüssen als im Winter 1990, im gesamten Zeitraum lediglich ein Austrag von 0,75 kg statt.

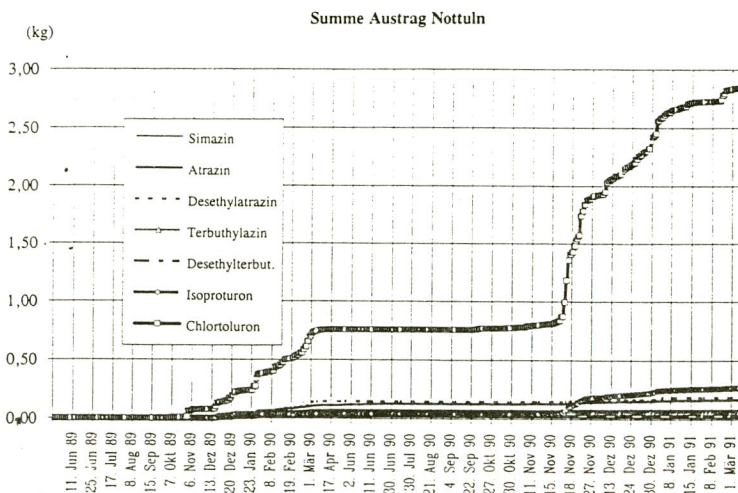


Abb. 5-101: Austragsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Nottuln; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Darstellung des Austragsverlaufes in Abhängigkeit von der ereignisgesteuerten Probenahme, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)

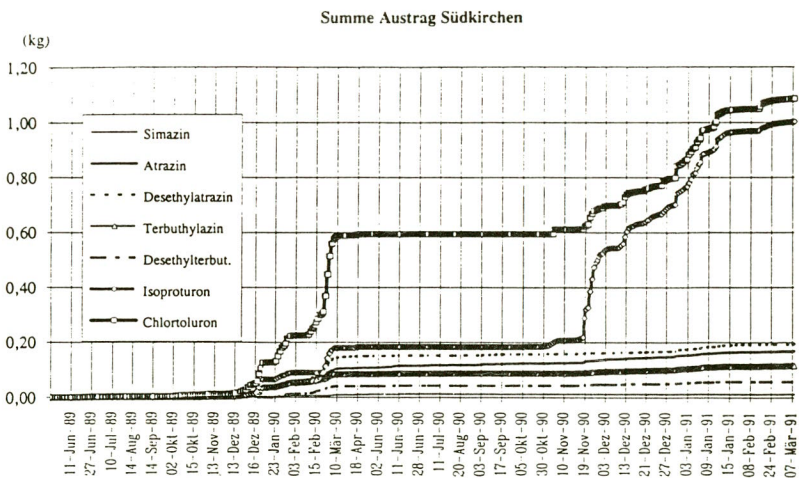


Abb. 5-102: Austragsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Südkirchen; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Darstellung des Austragsverlaufes in Abhängigkeit von der ereignisgesteuerten Probenahme, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)

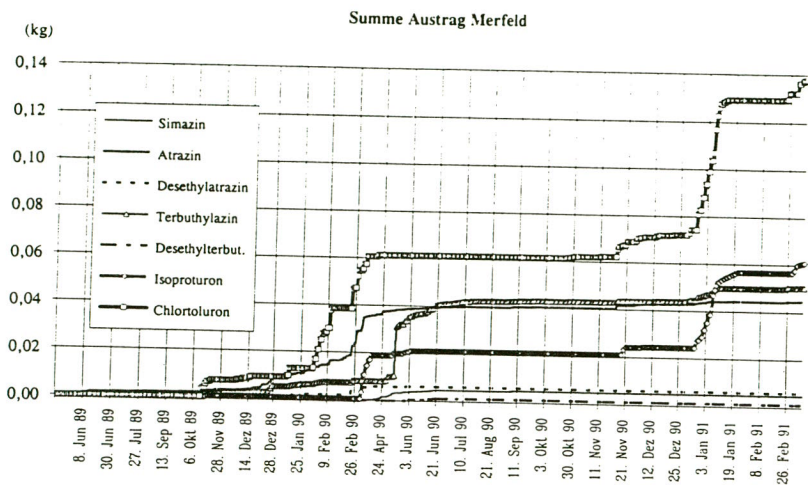


Abb. 5-103: Austragsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Merfeld; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Darstellung des Austragsverlaufes in Abhängigkeit von der ereignisgesteuerten Probenahme, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)

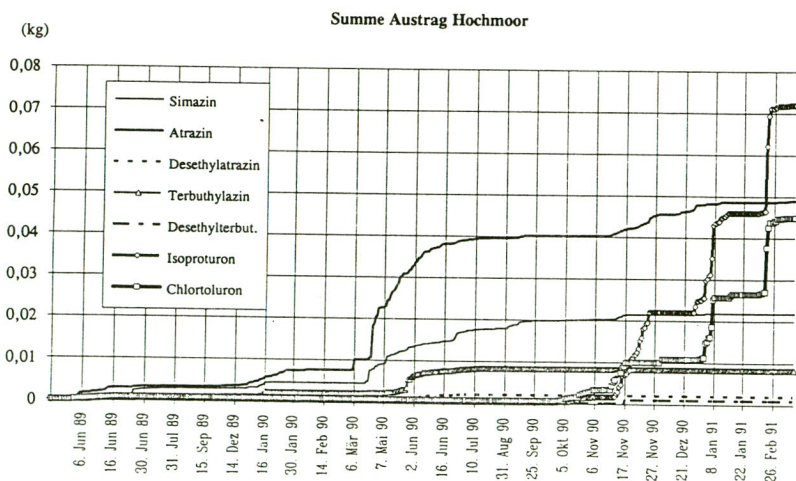


Abb. 5-104: Austragsverlauf von Triazinen und Phenylharnstoffen im Vorfluter am Gebietsauslaß im Kalibriergebiet Hochmoor; Beprobungszeitraum 1. Juni 1989 bis 11. März 1991 (Darstellung des Austragsverlaufes in Abhängigkeit von der ereignisgesteuerten Probenahme, daher nicht äquidistante Abstände der Datumsangaben auf der Zeitachse)



Die Abbildung 5-101 zeigt ebenfalls, daß auch die Frachtrate bei den s-Triazinen in der Winterhälfte aufgrund der wesentlich bedeutenderen Abflüsse gleich oder höher ausfiel, obwohl die sehr hohen Konzentrationen im Sommer ermittelt wurden.

Hierin liegt ein Unterschied zu den Gebieten Merfeld und Hochmoor begründet, da dort die Konzentration der s-Triazine im Winter bei hohen Abflüssen zumeist unter der Bestimmungsgrenze lag.

Wie in Nottuln, so war in Südkirchen im Winterhalbjahr der Jahres 1991 der Austrag an Phenylharnstoffen bereits bis März 1991 mehr als doppelt so hoch wie im Vorjahr. Gegenüber einem Austrag von 0,2 kg Isoproturon im Winter 1989 hat sich der Austrag im Winter 1990 entsprechend der geänderten Anwendung bereits bis zum März vervierfacht (Abb. 5-102).

Gegenüber dem Hauptaustag der s-Triazine in Nottuln und Südkirchen im Winter bei hohen Abflüssen erfolgte in Merfeld (Abb. 5-103) und Hochmoor (Abb. 5-104) der dominierende Austrag hingegen im Sommerhalbjahr bei hohen Konzentrationen und geringen Abflüssen.

Tab. 5-54: Austrag s-Triazine und Metaboliten im Zeitraum 1. Mai bis 1. Oktober 1990

	Simazin (g)	Atrazin (g)	Deset.- atrazin (g)	Terbut. (g)	Deset.- terbu. (g)	Summe (g)	Spende (g/km <sup>2</sup> Maisfläche)
Nottuln	2,37	4,71	2,34	2,14	0,19	11,75	31,1
Südkirchen	1,57	16,08	7,63	2,98	1,95	30,21	37,6
Merfeld	3,29	2,98	0,20	34,81	1,24	42,52	43,8
Hochmoor	10,87	17,74	1,57	6,09	0,24	36,51	40,6

Die Tabelle 5-54 zeigt, daß im Anwendungszeitraum der s-Triazine und kurz danach die insgesamt ausgetragene Menge, bezogen auf die Maisfläche im Einzugsgebiet, ähnlich hoch untereinander und somit unabhängig von den Gebietsparametern ist. Dieses erhärtet den oben geäußerten Verdacht, daß die in diesem Zeitraum beobachteten hohen Konzentrationen bei sehr geringen Abflüssen im wesentlichen aus der Reinigung der Geräte, der Mitbehandlung und Abdrift und von einer geringen Abspülung aus dem unmittelbaren Bereich (wenige Meter) der Böschungsoberkante stammen.

Für den Vergleich der Kalibriergebiete untereinander ist entsprechend dem Anwendungsspektrum der Austrag der Triazine einschließlich Metaboliten auf den jeweils im Einzugsgebiet ermittelten Anteil der Maisflächen (Kap.5.2.2) bezogen worden, der Austrag der Phenylharnstoffe hingegen ausschließlich auf die reine Getreidefläche (ohne Raps, Ackerbohnen etc.).

Die Abstufungen in der Tabelle 5-55 geben, als Summe der einzelnen Eintragspfade, sehr gut die in Kapiteln 5.2.4.3 bis 5.2.4.5 auf den Detailflächen festgestellten unterschiedlichen Größen-

ordnungen der Herbizidkonzentrationen wieder. Zum anderen zeigt die Tabelle 5-54, daß die Relation zwischen den vier Gebieten bei den s-Triazinen und den Phenylharnstoffen fast identisch ist, was auf den unterschiedlichen Hauptaustragswegen beruht. Die 27,5 g Chlortoluron pro ha Getreidefläche in Nottuln fallen, da bei dem Ereignis im November 1990 der Niederschlag höher als in Südkirchen und auch die Beprobung vollständiger stattfand als in den drei anderen Gebieten demnach insgesamt max. 25 % zu hoch aus.

Tab. 5-55: Herbizidspenden im Untersuchungszeitraum (21 Monate)

	Triazine + Metaboliten (g/ha Maisfläche)	Phenylharnstoffe (g/ha Getreidefläche)
Nottuln	11,0 <sup>1</sup>	(27,5) <sup>2</sup> 20 - 30
Südkirchen	6,8	11,5
Merfeld	1,1	2,1
Hochmoor	0,9	1,4

<sup>1</sup> Rechenwert: 12,2 g/ha. Da aber der Abfluß (Kap.5.2.3.1) und damit auch die Fracht 10 % zu hoch ausfällt, wurde der Wert um den entsprechenden Betrag bereinigt.

<sup>2</sup> Größenordnung, nicht aber exakter Wert, vergleichbar; vgl. Anmerkungen im Text

Wird der Austrag um den prozentualen Betrag reduziert, ergibt sich ein Wert von 20,6 g Phenylharnstoffe pro Hektar Getreidefläche. Andererseits muß in Nottuln bei einem direkten Vergleich in Rechnung gestellt werden, daß nach dem Anwendungsspektrum gegenüber den anderen Kalibriergebieten auch Methabenzthiazuron in erheblichem Umfang eingesetzt wurde. So betrug nach der Hochrechnung (Kap. 5.2.2.1) die eingesetzte Menge an Methabenzthiazuron 35 kg und 54 kg im Herbst 1989 bzw. im Herbst 1990. Das entspricht 20% bzw. 46 % der Summe von der eingesetzten Menge an Chlortoluron und Isoproturon. Der obige Wert von 20,6 g/ha Getreidefläche an Phenylharnstoffen muß theoretisch noch um den gleichen prozentualen Betrag von 20 - 46 % erhöht werden, da Methabenzthiazuron im Abfluß der Vorfluter analytisch nicht erfaßt wurde. Andererseits fiel der Abfluß (Kap. 5.2.3.1) für das Einzugsgebiet Nottuln etwa 10 % zu hoch aus. Der Austrag bewegt sich demnach im Vergleich zu den anderen drei Gebieten zwischen 20 bis 30 g Phenylharnstoffe pro Hektar Getreidefläche. In der folgenden Tabelle 5-56 wird die hochgerechnete Aufwandmenge der Phenylharnstoffe mit dem jeweiligen Austrag verglichen. Für die s-Triazine ist ein Vergleich nicht sinnvoll, da die Angaben der Befragung (Kap.5.2.2) naturgemäß nur Terbutylazin beinhalteten, die Beprobung aber gezeigt hat, daß auch Atrazin und Simazin eingesetzt worden sind. Simazin kann nach BBA (1986), neben dem Einsatz als Totalherbizid auf Nichtkulturland, auch im Mais eingesetzt werden. Anfängliche sehr niedrige Befunde in einigen Dränagen zeigen, daß dieses früher auch der Fall gewesen sein muß. Deshalb wurde in der Tabelle 5-55 bei der Summe der s-Triazine auch Simazin mit einbezogen. Bis auf Hochmoor ist die absolute Austragsmenge (Tab. 5-53) an Simazin gegenüber den anderen s-Triazinen plus Metaboliten sehr gering. Die s-Triazinspende pro km<sup>2</sup> Maisfläche kann nur bei der ohnehin sehr geringen s-Triazinspende von Hochmoor um bis zu 37 % zu hoch ausgefallen sein. Bei den anderen liegt die Ab-

weichung unter 5 % .

Aus der Tabelle 5-56 geht zum einen hervor, daß der Gebietsaustrag naturgemäß aufgrund des höheren Abflusses im zweiten Jahr auch deutlich höher liegt. Zum anderen spiegelt sich im Austrag in allen Gebieten bis auf Nottuln das geänderte Anwendungsverhalten vom Chlortoluron hin zum Isoproturon im Herbst-Nachauflauf wieder. In Nottuln ist davon auszugehen, daß entgegen dem beabsichtigten Anwendungsspektrum zum Zeitpunkt der Befragung doch wesentlich mehr als die vorgesehenen 60 kg Chlortoluron endgültig eingesetzt worden sind. Allein auf den drei Untersuchungsschlägen (Nottuln F1 - F3) wurden im Oktober 1990 zusammen 26 kg Chlortoluron eingesetzt.

Tab. 5-56: Prozentualer Austrag von Chlortoluron und Isoproturon

	* Aufgewendet		Ausgetragen	
	Isoprot. (kg)	Chlort. (kg)	Isoprot. (kg) / (%)	Chlort. (kg) / (%)
<b>Nottuln</b>				
Oktober 1989 - März 1990	10	162	0,383 (3,83)	0,585 (0,40)
- Oktober 1990			0,415	0,757
Oktober 1990 - März 1991	15 (58)	60	0,227 (1,51)	2,805 (4,70)
<b>Südkirchen</b>				
Oktober 1989 - März 1990	96	177	0,178 (0,19)	0,575 (0,33)
- Oktober 1990			0,184	0,594
Oktober 1990 - März 1991	150	110	0,818 (0,55)	0,492 (0,45)
<b>Merfeld</b>				
Oktober 1989 - März 1990	26	100	0,006 (0,02)	0,047 (0,05)
- Oktober 1990			0,021	0,061
Oktober 1990 - März 1991	56	54	0,040 (0,07)	0,076 (0,14)
<b>Hochmoor</b>				
Oktober 1989 - Oktober 1990	8	113	0,000 (0,00)	0,000 (0,00)
- Oktober 1990			0,000	0,000
Oktober 1990 - März 1991	89	35	0,071 (0,08)	0,043 (0,12)

\* Hochgerechnete Angaben nach Kap.5.2.2

† 15 kg beabsichtigt im Herbst 1990 und 43 kg beabsichtigt im Frühjahr 1991 nach Beprobung

Für eine langfristig geltende Beurteilung der Eintragswege und der darauf aufbauenden Maßnahmen ist ein Vergleich der Befunde dieser Untersuchung mit dem langfristigen Niederschlags- und Temperaturgeschehen notwendig.

Die Abbildungen 5-105 und 5-106 zeigen die Niederschläge bzw. Temperaturen im Untersuchungszeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel (26 Jahre) der zentral im Einzugsgebiet gelegenen Station Lüdinghausen. Vergleicht man die dargestellten monatlichen Niederschlagssummen mit dem langjährigen Mittel, zeigt sich, daß es sich bei dem Untersuchungszeitraum der Kalibriergebiete um relativ trockene Jahre handelte. Das gilt für das gewässerkundliche Sommerhalbjahr und hier

besonders für den Mai 1989 (nicht mit dargestellt) und für den Juni 1990.

Hinsichtlich der Erosivität der Niederschläge wird hier auf die Ausführungen von BOTSCHEK et al. (1989) zurückgegriffen, die die Schreibstreifen von 10 - 13 Jahren für verschiedene Stationen in Nordrhein-Westfalen ausgewertet haben, unter anderem für die Station Nottuln auf dem Baumberg-plateau. Diese Station stellt allerdings aufgrund ihrer Höhenlage einen "worst case" Fall für das Einzugsgebiet dar, da nach BOTSCHEK et al. (1989) dort die jährliche Niederschlagsmenge höher liegt als im Umland, denn die von West bis Südwest kommenden feuchten Luftmassen stauen sich hier.

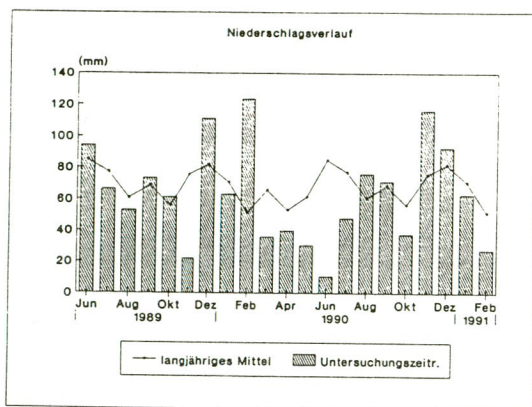


Abb. 5-105: Monatssummen der Niederschläge der Station Lüdinghausen im langjährigen Mittel und im Untersuchungszeitraum

Da keine anderen langjährigen Auswertungen im Einzugsgebiet bekannt sind, wird im folgenden auf die Auswertungen von BOTSCHEK et al. (1989) Bezug genommen, um die Größenordnung der erosiven Regen abzuschätzen. Nach BOTSCHEK et al. (1989) fallen in Nottuln 45 % der Niederschläge als erosive Starkregen. Als erosive Starkregen wurden Niederschläge mit mehr als 10 mm und/oder einer 30-Minuten-Intensität von mehr als 10 mm/h eingestuft. Bezogen auf den Sommer fallen hierunter etwa 50 % der Niederschläge. Weiter unterteilt in drei Klassen (nur ergiebige Regen (< 10 mm), nur heftige Regen (30 Minuten Dauer mit mehr als 10 mm/h) und ergiebige und heftige Niederschläge) ergaben sich prozentuale Anteile für Nottuln von 77%, 4% und 19 %. Dominierend sind also in Nottuln - und damit auf die generellen Verhältnisse im Einzugsgebiet übertragen - die ergiebigen, länger anhaltenden Niederschläge mit geringeren Intensitäten. Somit ist hinsichtlich der Erosivität nach BOTSCHEK et al. (1989) festzuhalten, daß ca. 75 % der Niederschläge mit einer hohen Ergiebigkeit und nur 24 % mit einer hohen Intensität fallen. Daher kommt auch nach BOTSCHEK et al. (1989) Maßnahmen, welche die Infiltration erhöhen und damit den Oberflächenabfluß senken, eine besondere Bedeutung zu.



Der Vergleich (Abb. 5-105) zeigt, daß in beiden Sommerhalbjahren der Niederschlag geringer ausfällt als das langjährige Mittel und daß insgesamt gesehen nach der Auswertung der Niederschlagsschreiber auch der erosive Anteil geringer war. Aufgrund der geringen Vorfeuchte im Mai 1989 (nur 7,7 mm Niederschlag) haben sich vor allem die starken Gewitterniederschläge im Juni in Südkirchen nur gering ausgewirkt. Bei sonst gleichen Randbedingungen ist der potentielle Austrag bezogen auf die Frachtrate von s-Triazinen im langfristigen Mittel somit sicherlich höher anzusetzen als der ermittelte. Für das nur gesetzlich noch erlaubte Terbutylazin ist jedoch im Vergleich zu Isoproturon, bei ähnlicher Halbwertszeit im Sommer, aufgrund der besseren Sorptionsbedingungen (Kap.5.2.4.2) und wegen der im Schnitt nur halb so großen Aufwandmenge mit vergleichsweise niedrigeren Konzentrationen zu rechnen.

Hinsichtlich der Einträge der Phenylharnstoffe in die Vorfluter sind beide möglichen Extreme an Niederschlagsmengen direkt nach der Anwendung im Untersuchungszeitraum abgedeckt. So ist aus der Abbildung 5-105 ersichtlich, daß nach dem Anwendungsschwerpunkt im Oktober der November 1989 relativ trocken und der November 1990 relativ feucht war. Die potentiell unterschiedlichen möglichen Abbau- und Transportbedingungen für Herbizide aufgrund des Niederschlagsverlaufs sind im Untersuchungszeitraum erfaßt worden. Entsprechend unterschiedlich fielen auch die errechneten Frachtraten und z.T. auch die ermittelten Konzentrationen aus.

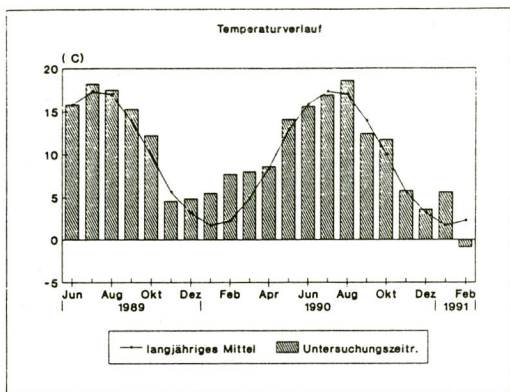


Abb. 5-106: Monatsmittel der Temperaturen der Station Lüdinghausen im langjährigen Mittel und im Untersuchungszeitraum

Die zweite relevante klimatische Größe, die Temperatur, die sowohl für die klimatische Bodenwasserbilanz als auch für die Abbaugeschwindigkeit von Herbiziden von mitentscheidender Bedeutung ist, entsprach im Beobachtungszeitraum etwa dem jeweiligen langjährigen Monatsmittel (vgl. Abb. 5-106). Die Untersuchungen können somit - bezogen auf den Temperaturverlauf - auch für eine langfristige Beurteilung als repräsentativ gelten.

#### 5.2.4.8 PSM-Konzentrationen im hydrochemischen Gesamtkontext der Vorfluter

Über den Beobachtungszeitraum der Kalibriergebiete wurden neben den PSM auch konventionelle Wasserinhaltsstoffe bestimmt. Aufgrund der für die PSM-Bestimmung benötigten Wassermenge konnten diese Parameter allerdings nicht, wie es wünschenswert gewesen wäre, in den Proben der automatischen Probenehmer selbst bestimmt werden, sondern es mußte auf eine 3-4 tägige Stichprobe zurückgegriffen werden. Die Parameter geben zusätzlich, auch in Verbindung mit dem Abflußgeschehen, Aufschluß über die anteilmäßige Zusammensetzung der Wassermengen nach ihrer Herkunft. Besonderer Wert, und daher im folgenden auch nur interpretiert, wurde auf die hydrochemischen Inhaltsstoffe gelegt, deren Herkunft ebenfalls hauptsächlich aus der landwirtschaftlichen Tätigkeit herrühren. Es sind dies vor allem Phosphat, Nitrat und Kalium.

Die Interpretation ihrer Verlaufskurven wird, ohne auf Einzelheiten einzugehen, nach dem relativ gesicherten Kenntnisstand über Mobilität, Sorption und Eintragswege der Ionen anhand der Literatur vorgenommen (z.B. MATTHESS 1973, BUNDERMANN 1978, OBERMANN 1981, FOERSTER & NEUMANN 1981, LAMMEL 1990, PETER 1988, MOLLENHAUER & WOHLRAB 1990).

##### **Phosphat**

Phosphat (P-mon. = gelöst) wird überwiegend mit dem Oberflächenabfluß aus den ackerbaulich genutzten Flächen in die Vorfluter eingetragen. Untergeordnet ist im Sommer auch ein kurzfristiger Eintrag durch die Kombination von Makroporen in Verbindung mit einem Dränsystem (LAMMEL 1990) oder auch dem Zwischenabfluß möglich. Bei Niedrigabfluß im Vorfluter werden hohe P-Konzentrationen durch Hofabwässer hervorgerufen.

Bei der Herkunft bzw. dem Eintrag des Phosphates in die beiden Hauptvorfluter muß demnach klar getrennt werden, zwischen dem Eintrag aus kommunalen Kläranlagen, sonstigen häuslichen Abwässern auch in landwirtschaftlichen Gebieten und der Einschwemmung von Phosphat aus mit Düngern behandelten, landwirtschaftlichen Flächen (vgl. KÖTTER 1974).

Bei drei der vier Kalibriergebiete ist ein durch die Abnahme der Verdünnung bedingter Anstieg des P-Konzentrationsniveaus zum Sommer bzw. bis zum Spätherbst feststellbar. Bestimmen bei einem Abfluß von unter 1 l/s die Hofabwässer zum großen Teil die Wasserführung im Vorfluter der beiden Kalibriergebiete Nottuln und Südkirchen, so wurde zu diesen Zeitpunkten ein Konzentrationsniveau von 0,25 bis 0,5 mg/l an gelöstem Phosphat (P-mon.) in den Vorflutern registriert (Abb. 5-107, 5-108). In Südkirchen werden Konzentrationen im Mittel erreicht, die mit denen der Stever (Meßpunkt: Füchtelner Mühle) vergleichbar sind. In Nottuln liegen sie geringfügig niedriger. Losgelöst von der Pflanzenschutzproblematik zeigt dieses Ergebnis, daß ein bedeutender Teil der hohen Phos-

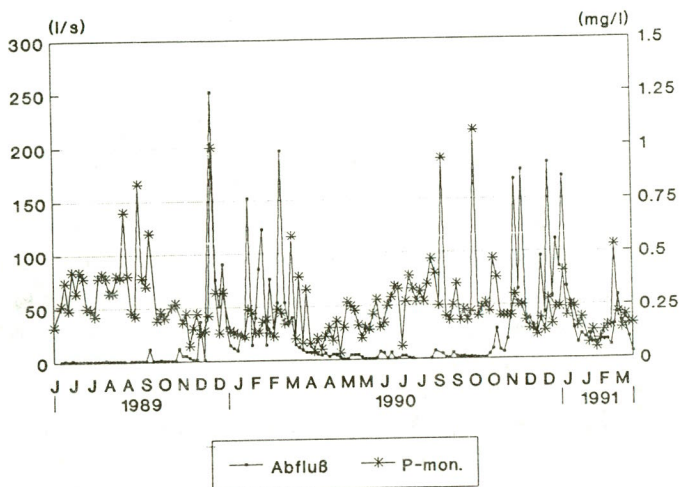


Abb. 5-107: Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Nottuln im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

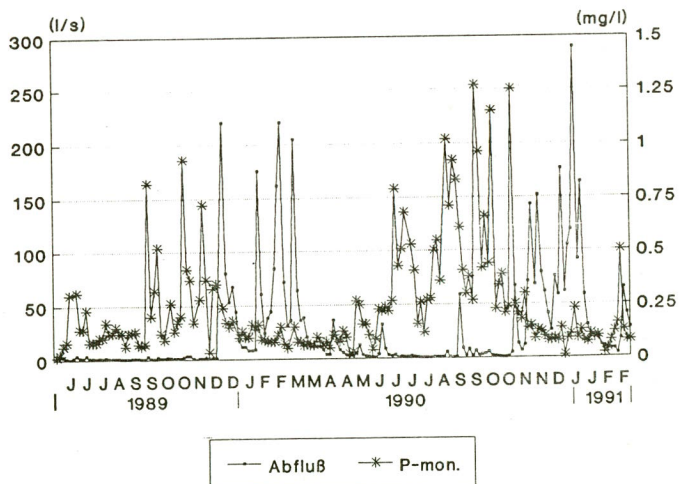


Abb. 5-108: Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

phatkonzentrationen in der Stever bei Niedrigwasser aus der Streubesiedlung und nicht überwiegend nur aus den größeren, kommunalen Kläranlagen stammt.

Der bedeutend höhere absolute Austrag an gelöstem Phosphat aus den Kalibriergebieten findet jedoch bei Starkabflußereignissen statt. So zeigt Abbildung 5-107, daß am 14. Dezember 1989 eine Konzentration von 1 mg/l bei der Stichprobe ermittelt wurde. Bei einem Abfluß von nur 200 l/s (zum Zeitpunkt der Stichprobe, sonst noch höher) und dieser Konzentration ergibt sich allein für diesen Tag hochgerechnet ein Austrag von mehr als 17 kg P-mon. Im gesamten Sommerhalbjahr ergibt sich demgegenüber bei einer Abflußmenge von 30438 m<sup>3</sup> und einer durchschnittlichen Konzentration von 0,29 mg/l nur ein Austrag von 8,8 kg P-mon aus dem Einzugsgebiet.

Im jeweiligen hydrologischen Winterhalbjahr mit hohem Abflußniveau schwanken die P-Konzentrationen in Nottuln zumeist gleichsinnig mit dem Abfluß (Abb. 5-107). Hohe P-Konzentrationen treten hier nochmals, wie auch für die Phenylharnstoffe, am Ende des Beobachtungszeitraumes während der Schneeschmelze auf. Hierin spiegelt sich unmittelbar der hohe Anteil an direktem Oberflächenabfluß zu diesem Zeitpunkt wider.

In Südkirchen hingegen ist ein synchroner Verlauf von Abfluß und Konzentration im Winterhalbjahr nur andeutungsweise erkennbar (Abb. 5-108). Er wird gegenüber Nottuln stärker geprägt durch eine allgemeine P-Konzentrationsabnahme nach den ersten Starkabflüssen im Einzugsgebiet. In den Monaten Januar bis März werden überwiegend nur noch P-Gehalte von 0,06 - 0,09 mg/l im Vorfluter in Südkirchen gemessen. Das entspricht den P-Konzentrationen wie sie auch in den beprobten Dränagen ermittelt wurden.

In Merfeld liegen die P-Konzentrationen oft unter der Nachweisgrenze (Abb. 5-109). Bei einer höheren Hofdicke als in Nottuln und Südkirchen, spiegelt sich hierin im Sommer zum einen der stärkere Verdünnungseffekt durch den hohen Grundwasseranteil wider. Zum anderen ist aber aufgrund der deutlich geringeren Fließgeschwindigkeit und stärkeren Verkrautung (bzw. an ihr auch erkennbar) von einer größeren Selbstreinigungskraft gegenüber den Fließgewässern in Nottuln und Südkirchen auszugehen. Das fehlen hoher P-Konzentrationen im Winter unterstreicht die Aussage des Kap. 5.2.4.7, daß Oberflächenabfluß nicht bzw. nur selten oder kurzfristig auftritt und dadurch bei der hier durchgeführten Probenahme auch nicht erfaßt wird.

In Hochmoor ist die P-Konzentration im Vorfluter sehr ausgeglichen (Abb. 5-110). Werden die Gehalte in den Dränagen von ca. 0,08 bis zu 0,8 mg/l mit abnehmender Tendenz zum Ende des Winterhalbjahres zugrunde gelegt, so erklärt sich der Konzentrationsverlauf aus dem gelöstem Phosphat. In Moorböden findet aufgrund fehlender Adsorptionsplätze (Tonminerale) auch eine verstärkte Auswaschung von gelöstem Phosphat statt (vgl. FOERSTER & NEUMANN 1981). Hinsichtlich der niedrigeren Konzentrationen im Sommer ist von denselben Effekten wie in Merfeld auszugehen.



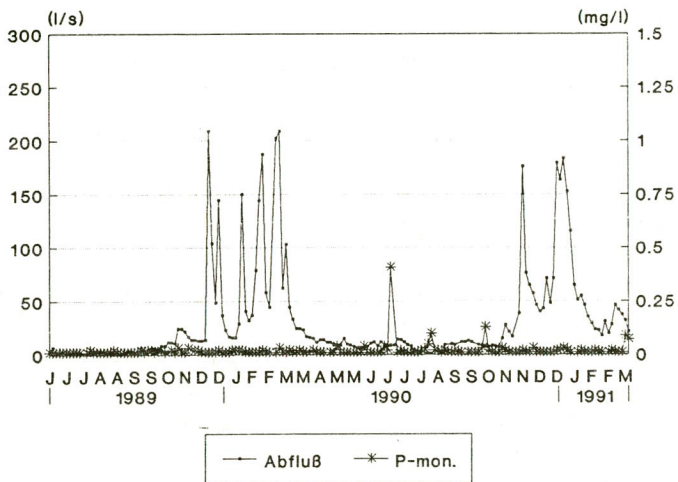


Abb. 5-109: Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Merfeld im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

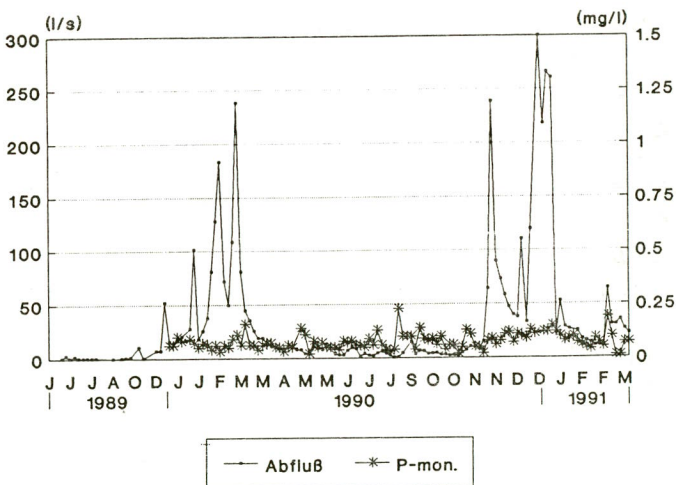


Abb. 5-110: Phosphatkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Hochmoor im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

Es kann somit zusammenfaßt werden, daß im hydrologischen Winterhalbjahr (abgesehen von Hochmoor) die Höhe und der Konzentrationsverlauf von P-mon. die Abstufung der generellen Gefährdung auch für den Eintrag von Phenylharnstoffen mit dem Oberflächenabfluß wiedergibt.

### Nitrat

Die Konzentrationsschwankungen von Nitrat sind zu jeder Jahreszeit in Nottuln, Südkirchen und Hochmoor deutlich mit dem Abfluß korreliert (Abb. 5-111, 5-112 und 5-114). Auch das Konzentrationsniveau ist in allen drei Gebieten in hydrologischen Winterhalbjahr annähernd gleich hoch. Bei Abflüssen über 100 l/s wurden Konzentrationen von über 50 mg/l, bei Abflüssen über 150 l/s zumeist über 70 mg/l registriert. Allen drei Gebieten ist gemeinsam, daß die Frachtmenge des Nitrats zum weitaus überwiegenden Teil aus den Dränagen (und "interflow") stammt. Die hohen, direkt in den Dränagen ermittelten Konzentrationen in allen drei Kalibriergebieten lassen diese Schlußfolgerung zu. Aber auch das hohe Konzentrationsniveau an Nitrat über die gesamte Winterhälfte ist auf den Dränabfluß zurückzuführen.

Die ersten Starkabflußereignisse nach der Düngung weisen auch die höchsten  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen auf. Die Umsetzung und der Transport in das jeweilige Dränsystem hat also sehr rasch stattgefunden. Über die jeweilige Winterhälfte ist ein Abfall der Konzentrationen festzustellen. Hierfür kann eine endgültige Auswaschung des Stickstoffs aus der Herstdüngung verantwortlich sein. Zum Teil kann aber in den Staunässeböden auch mit Zunahme der Staunässe eine Reduzierung der oxidativen Prozesse und damit eine Verringerung der N-Umsetzung in Nitrat verbunden sein. Ammonium wurde bei der Beprobung nicht erfaßt.

In Merfeld ist für das Nitrat ein gänzlich anderes Verhalten zu beobachten (Abb. 5-113). Die höchsten Nitratkonzentrationen werden erst im Februar 1991 bzw. Januar 1992 gemessen. Das deutet gegenüber den drei anderen Kalibriergebieten auf eine langsamere Verlagerung mit überwiegend dispersiven Transport durch die Bodenmatrix hin und auf anschließenden Austrag mit dem Drän- und Grundwasser. Diese deutlich geringeren Konzentrationsschwankungen eines hoch mobilen, perseveranten Stoffes zeigt anschaulich, daß auch die potentiellen Eintragswege für die aufgetragenen PSM in Merfeld gänzlich anders sind als in den Gebieten Nottuln und Südkirchen.

Aber auch zu Hochmoor besteht bei diesem "natürlichen Tracer" im Austragsverhalten ein deutlicher Unterschied. Im Vergleich zu den in beiden Gebieten relativ niedrigen Konzentrationen an Phenylharnstoffen bedeutet der Unterschied zum Nitrat, daß im Hochmoor im wesentlichen nur der hohe Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden für die niedrigen Konzentrationen an Phenylharnstoffen verantwortlich sind und nicht etwa positive hydraulische Fließbedingungen.

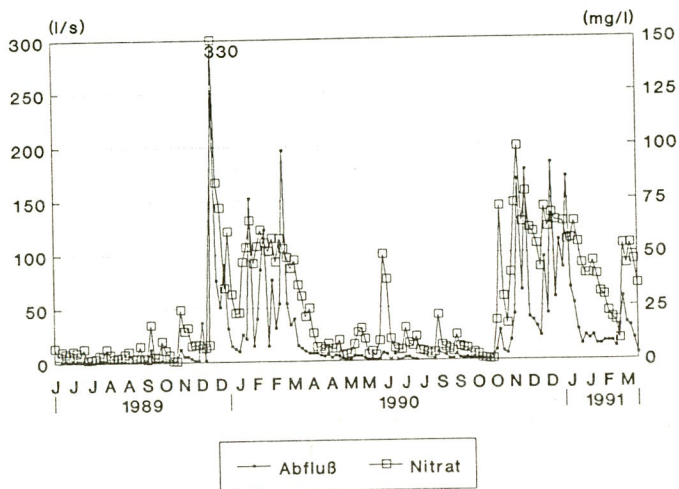


Abb. 5-111: Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Nottuln im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

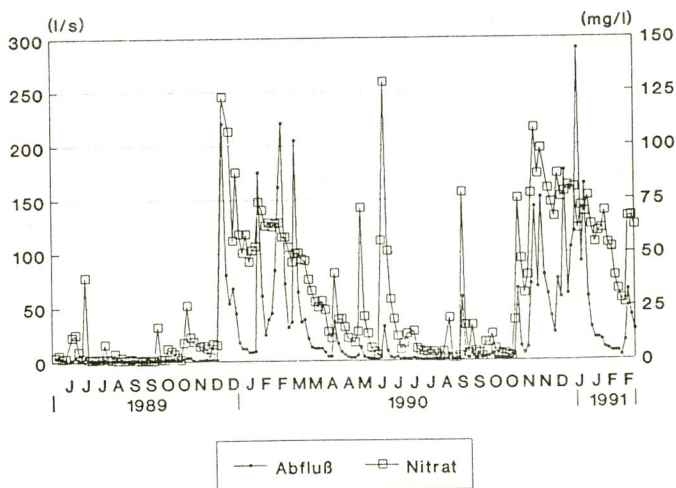


Abb. 5-112: Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Südkirchen im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

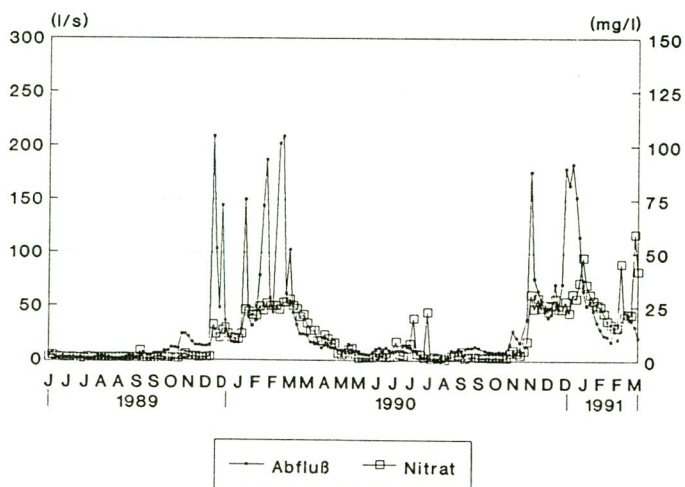


Abb. 5-113: Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Merfeld im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

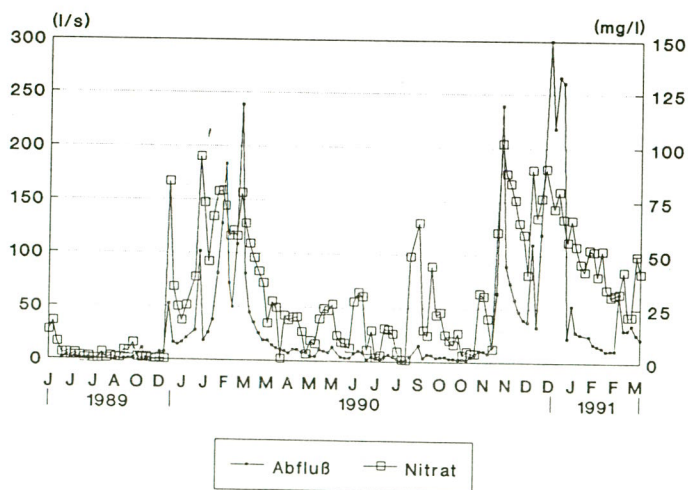


Abb. 5-114: Nitratkonzentration und Abfluß. Vorfluter des Kalibriergebietes Hochmoor im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991



## **Kalium**

Der Konzentrationsverlauf von Kalium zeigt in Nottuln und Südkirchen vergleichbare Verhältnisse wie Phosphat (Abb. 5-115, 5-116). Beide werden in den schluff- und tonreichen Böden bei der Bodenpassage weitgehend an die Tonminerale gebunden. Hohe Gehalte aus Hofabwässern im Sommer bei Niedrigwasser werden mit zunehmendem Abfluß im Winter durch Wasser verdünnt, das zumindest eine kurze, z.T. auch schnell Bodenpassage durchgemacht hat. Die niedrigsten Kaliumgehalte weist bei hohen Abflüssen der Vorfluter in Südkirchen auf. In Nottuln liegen sie schon geringfügig höher.

Die Kaliumkonzentrationen steigen in Merfeld vergleichbar dem Nitrat mit dem Abfluß (Abb. 5-117). Hohe Konzentrationsspitzen schon bei den ersten Abflußspitzen zeigen, daß hier verstärkt Dränwasser am Eintrag von Kalium beteiligt ist, während die Nitratgehalte überwiegend dem Grundwasser entstammen. Aufgrund der hohen K-Zufuhr in Form der Meliorationsdüngung der Hochmoorböden und dem fast völligen Fehlen von sorbierenden Grenzflächen herrscht im Vorfluter des Kalibriergebietes Hochmoor ein ständig hohes K-Niveau von 20 mg/l (Abb. 5-118).

Die niedrigen Konzentrationen an PSM in Merfeld und Hochmoor in Kombination mit hohem Austrag an Kalium aus den landwirtschaftlichen Flächen zeigen, daß der entscheidende Parameter für die Bindung der PSM die organische Substanz ist und die Sorption an Tonminerale nur eine geringe Rolle spielt.

## **Natrium**

Die Eintragsquellen von Natrium sind sehr vielfältig (Düngung, Niederschlag, Streusalz, Hofabwässer). Es findet sich aufgrund geringer Bindungsstärke unter allen Bodentypen. Im Sommer wird es überwiegend durch Hofabwässer eingetragen (höhere Abflüsse bringen deutlich niedrigere Na-Konzentrationen, Abb. 5-115 - 5-118).

## **DOC und Trübung**

Entgegen den Erwartungen zeigt der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) keine signifikanten Zusammenhänge zum Abflußgeschehen (Abb. 5-115 - 5-118). Die Trübung repräsentiert in den beiden Pseudogleygebieten Nottuln und Merfeld die Sedimentführung und ist dementsprechend positiv mit dem Abfluß korreliert. In Hochmoor sind die Huminstoffe und in Merfeld die gelöste Eisenfraktion auch bei Niedrigwasser für eine hohe Trübung verantwortlich.

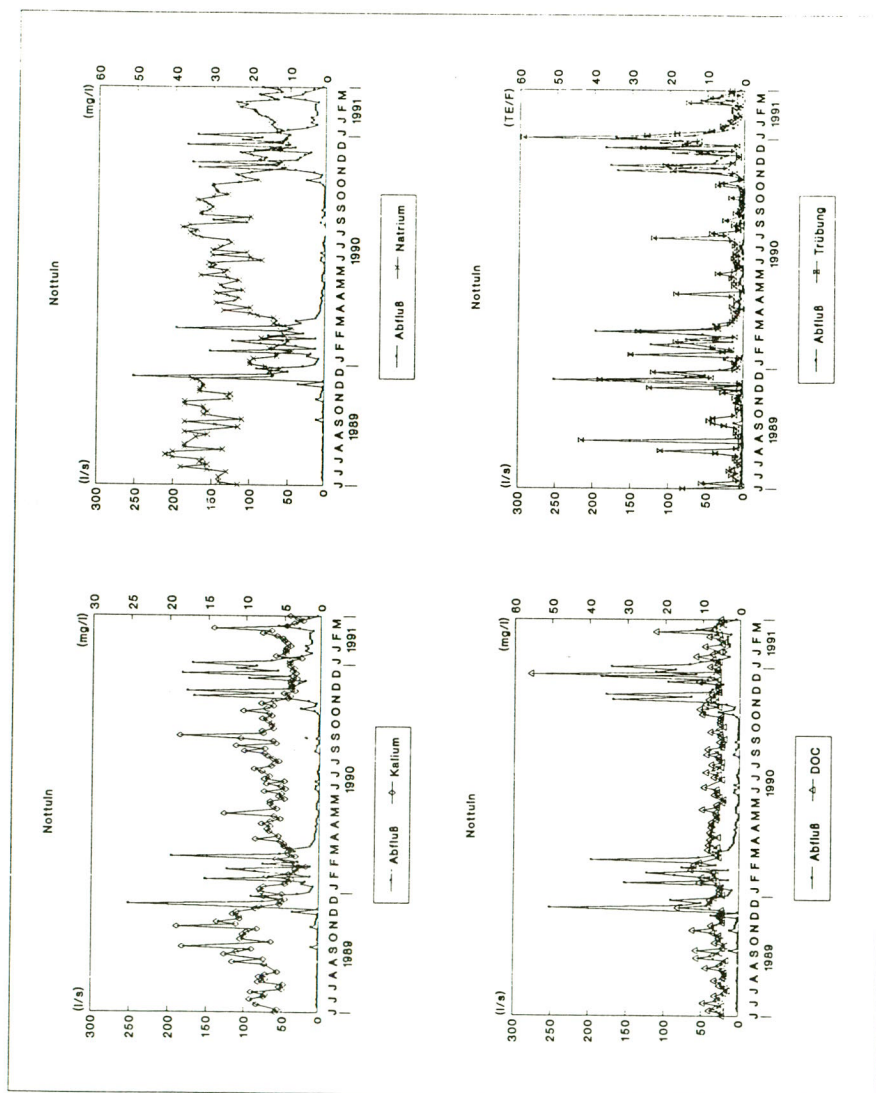


Abb. 5-115: Abfluß, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kalbriegergebietes Nottuln im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991



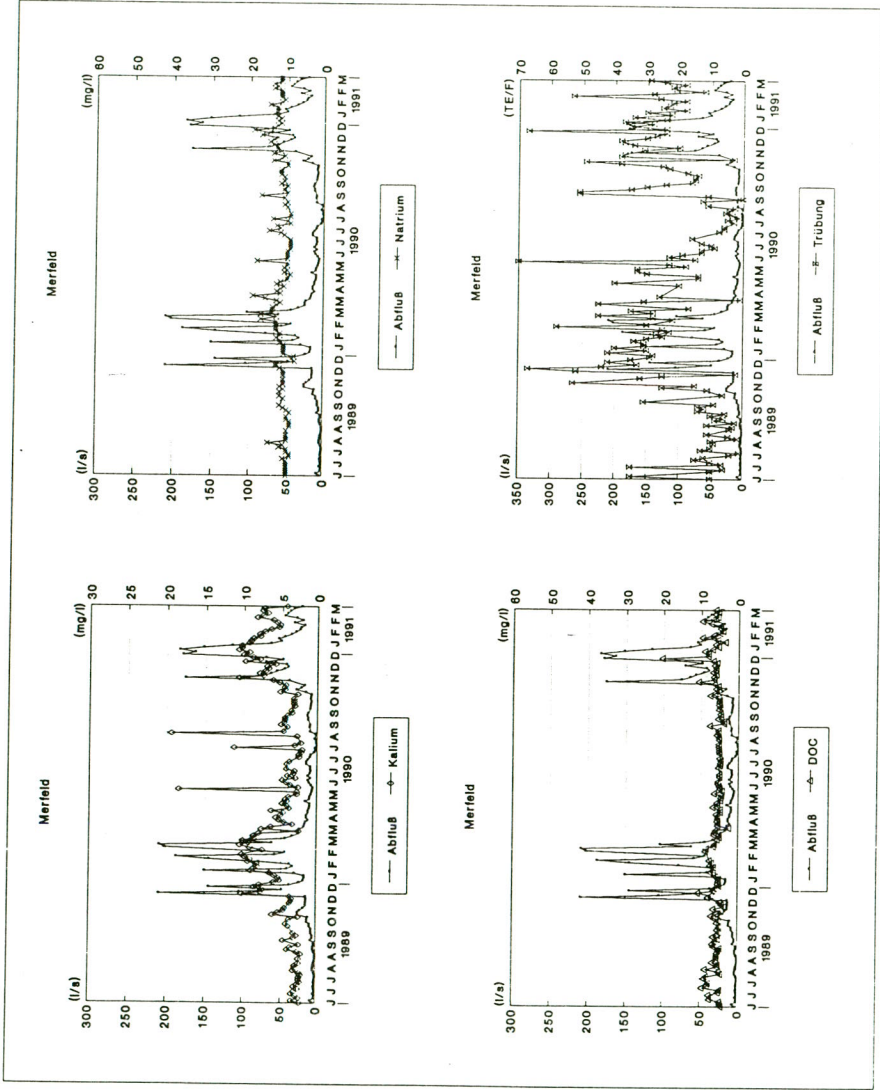


Abb. 5-117: Abfluß, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kalibrigebietes Merfeld im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991



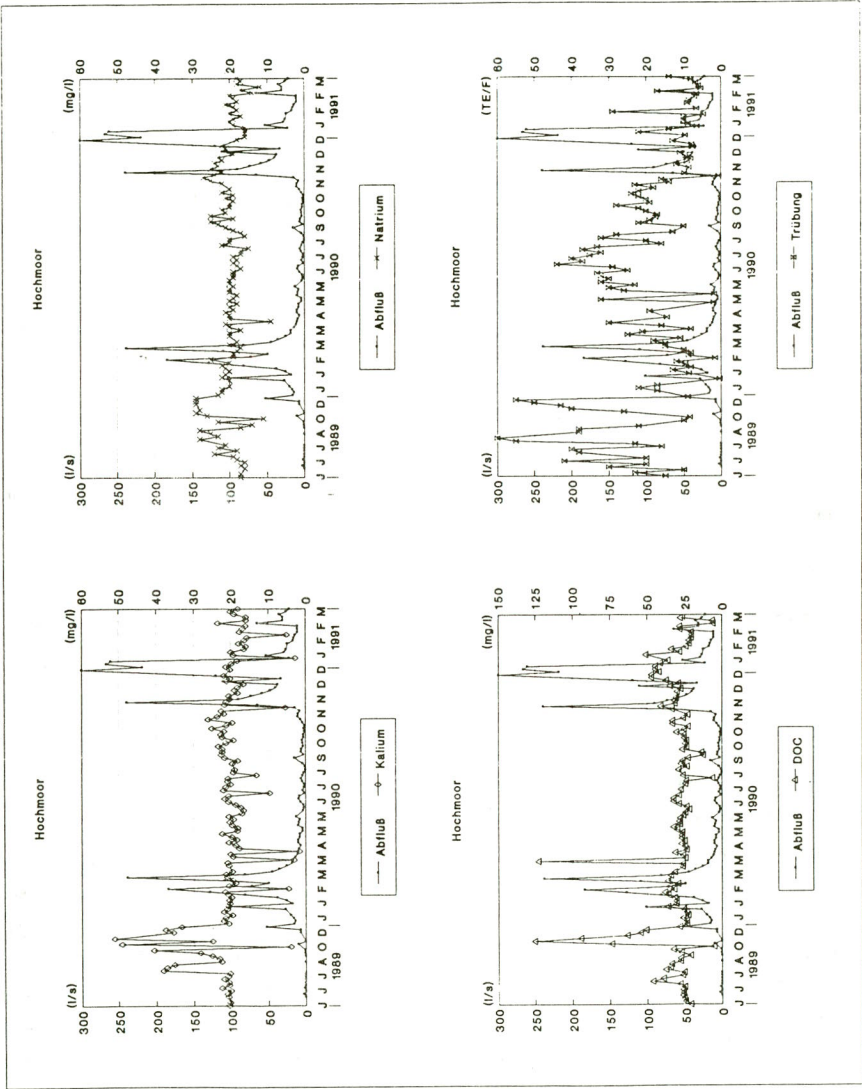


Abb. 5-118: Abfluss, Kalium-, Natriumgehalte, DOC und Trübung. Vorfluter des Kalibriergbietes Hochmoor im Zeitraum Januar 1989 bis März 1991

## 6. Empfehlungen und Konsequenzen für die Land- und Wasserwirtschaft

In den Kapiteln 5.2.4.1 bis 5.2.4.5 wurden die in den einzelnen Kompartimenten zu verschiedenen Zeiträumen ermittelten Konzentrationen an s-Triazinen und an Phenylharnstoffen aufgezeigt und in einen Kontext zu den Literaturbefunden gestellt. Aus dem Vergleich mit den Konzentrationen in den Vorflutern ergibt sich, daß die Eintragspfade zu verschiedenen Jahreszeiten für die Konzentrationen im Vorfluter unterschiedliche Bedeutung haben (Kap. 5.2.4.7).

Eine Strategie zur Minimierung des Eintrages für PSM muß sich daher an der Größenordnung der Konzentration bzw. der Frachtrate orientieren, die die Transferwege zu den verschiedenen Jahreszeiten im Verhältnis zum Gesamtabfluß aufweisen. Daher wird die Größenordnung der Konzentrationen und die unterschiedliche Bedeutung der Eintragspfade für die einzelnen Vorfluter, aber auch für die beiden Hauptvorfluter Halterner Mühlenbach und Stever und somit für die Talsperre, im folgenden zusammenfassend aufgezeigt.

Bezüglich der Wirkstoffkonzentrationen in der feuchten und in der trockenen Deposition wurde dargestellt (Kap. 5.2.4.1), daß diese im wesentlichen nur im Bereich des unmittelbaren Anwendungszeitraumes von s-Triazinen bei Abflüssen von großen versiegelten Flächen zu einer Kontamination der Vorfluter beitragen können. Die ermittelten durchschnittlichen Konzentrationen im Anwendungszeitraum von 0,2 - 0,4 µg/l an s-Triazinen in der feuchten und trockenen Deposition unterliegen in der Regel einer deutlichen Verdünnung. Bei niedrigen Abflüssen im Anwendungszeitraum sind sie hinsichtlich einer Minimierung des Eintrages (aus Sicht des Gewässerschutzes) ferner deshalb als nachrangig zu bewerten, da die Einträge aus der Mitbehandlung, dem "runoff" und der Dränage die Konzentration im Vorfluter bedeutend stärker erhöhen.

Die höchsten Konzentrationen an Phenylharnstoffen wies, in Abhängigkeit von der Konzentration des Wirkstoffes im Boden (und damit praktisch von seiner Halbwertszeit), der direkte Oberflächenabfluß auf. Der "runoff" kann nach starken Niederschlägen (40 mm/Tag) in Gebieten mit einem hohen Anteil an Staunäseeböden bei hoher Vorfeuchte im hydrologischen Winterhalbjahr den Abfluß kurzzeitig stark dominieren und dann bei sehr hohen Konzentrationen an Phenylharnstoffen auch hohe Austräge der Herbizide aus den kleinen Einzugsgebieten bringen. Der Eintrag der Phenylharnstoffe findet dabei vorwiegend gelöst mit der wäßrigen Phase in die Vorfluter statt. Fallen die Niederschläge flächendeckend im Einzugsgebiet, was im Winter überwiegend der Fall ist, kommt es im gleichen Zeitraum nach GELSENWASSER AG (1991) auch in der Stever zu hohen Abflüssen mit hohen Konzentrationen am Zufluß zum Hullerner Becken (20. November 1990: 1,5 µg/l Chlortoluron und 1,9 µg/l Isoproturon). Im Nordbecken (vor der Entnahmestelle des Rohwassers in das Südbecken, vgl. auch Abb. 2-8) der Talsperre stieg die Konzentration von 0,06 µg/l (15. November 1990) auf bis zu 1,3 µg/l Chlortoluron (3. Dezember 1990) und blieb dann bis

zum März 1991 auf einem Konzentrationsniveau von 0,2 - 0,5 µg/l. Entsprechend der in den Kalibriergebieten festgestellten Verschiebung der Anwendung zu Isoproturon wurden gegenüber den Vorjahren auch für Isoproturon gleich hohe Konzentrationen wie für Chlortoluron in diesem Zeitraum ermittelt.

Aufgrund des relativ trockenen Sommerhalbjahres 1989 und der nur lokalen Starkniederschläge konnte kein Oberflächenabfluß direkt beprobt werden. Anhand von Befunden aus der Literatur ist aber, in Abhängigkeit von der Aufwandmenge und vom Zeitraum zwischen Anwendung und Niederschlag, ebenfalls mit entsprechend hohen Konzentrationen für Atrazin in einem Oberflächenabfluß zu rechnen. Gegenüber Atrazin ist bei Simazin und Terbutylazin, bedingt durch die geringere Löslichkeit und der (bei Terbutylazin) höheren Sorptionsfähigkeit sowie der niedrigeren Aufwandmenge, von einem insgesamt niedrigeren Austrag auszugehen. Simazin und Terbutylazin werden zu einem höheren Anteil mit der festen Phase ausgetragen. Hohe Konzentrationen treten im Oberflächenabfluß in allen untersuchten Gebieten auf. In ebenen Gegenden mit Böden hoher Infiltrationsrate sind sie seltener und nur kurzfristig. Aber auch hier führen sie zu einer deutlichen Konzentrationserhöhung in den Vorflutern kleinerer, intensiv genutzter Einzugsgebiete, werden aber schnell durch weitgehend unbelastetes Grundwasser verdünnt. Höhere Konzentrationen im Unterlauf des Halterner Mühlenbaches beruhen daher, wie in Kapitel 5.1.2.1 gezeigt wurde, im Mittel stärker auf dem Eintrag aus den östlichen, randlichen Teileinzugsgebieten mit hängigen Flächen und mit schwerer durchlässigen Böden.

Niedrigere Gehalte weist der "interflow" und mit ihm zusammen betrachtet der Dränageabfluß in staunassen Böden auf. Dort sind z.T. erhebliche Schwankungen der Konzentrationen an Phenylharnstoffen, besonders in den Dränagen, feststellbar. Die Spitzenkonzentrationen liegen zum jeweils gleichen Zeitpunkt eine Zehnerpotenz unter denen des direkten Oberflächenabflusses, die mittleren bei 5 - 10 % vom Oberflächenabfluß.

In den stark dränierten Einzugsgebieten bestimmen die Dränagen mit ihrer Schüttung den z.T. sehr lang auslaufenden Ast von Hochwasserwellen. Bei langsam abnehmenden Konzentrationen an Herbiziden (z.B. Dränagen in Nottuln) bestimmen sie damit über lange Zeiträume im Winter das Konzentrationsniveau im Vorfluter. Bei hoher Vorfeuchte des Bodens und lang anhaltenden Niederschlägen mit geringer Intensität sind die Dränagen und der "interflow" auch zu einem erheblichen Teil am Gebietsaustrag der Hochwasserwellen beteiligt. Wenn allerdings auch die seltenen Starkregenereignisse im Untersuchungszeitraum mit einbezogen werden, ist der Anteil der Dränagen am Gesamtaustrag eher geringer als der Anteil des Oberflächenabflusses einzuschätzen.

Die Gehalte der Dränagen in grundwasservernässten Böden mit humosen bis stark humosen Oberböden lagen hingegen zumeist unter der Bestimmungs- bzw. auch unter der Nachweisgrenze.

Für das oberflächennahe Grundwasser im Bereich des Kapillarsaumes, das mit dem Dränagewasser in grundwasservernäßten Böden zum großen Teil identisch ist, wurden dementsprechend niedrige Konzentrationen ermittelt.

Das beprobte oberflächennahe Grundwasser in der Tonmergelfazies ist im hydrologischen Winterhalbjahr zum Teil nicht vom "interflow" bzw. auf dränierten Flächen nicht vom Dränabfluß zu unterscheiden und weist dementsprechend hohe Herbizidkonzentrationen auf. In den Kalkmergelgebieten mit Geschiebelehmüberdeckung ist das oberflächennahe Grundwasser hingegen nur gering belastet. Das tiefere Grundwasser der bedeutenden Grundwasservorkommen ist in der Regel unbelastet.

Die Berechnung der Gebietsspenden in Kapitel 5.2.4.7 (Tab. 5-55) ergab für die Schläge der Umbruchböden bei Hochmoor mit 1,4 bzw. 0,9 g/ha Getreide- bzw. Maisfläche im Untersuchungszeitraum den niedrigsten Austrag an Phenylharnstoffen bzw. an s-Triazinen. Der Austrag umfaßt jeweils die Summe an s-Triazinen und Phenylharnstoffen im Untersuchungszeitraum von 21 Monaten. Er beruht auf dem mittleren Austrag von zwei sehr unterschiedlichen hydrologischen Winterhalbjahren.

Die nächsthöheren bzw. fast identischen Austräge ergaben sich für die humosen Gley- und Podsolböden im Merfelder Raum. Um den Faktor fünf bis sechs höher lagen sie insgesamt bei Schlägen auf flachgründigem Geschiebelehm mit z.T. sandigem Oberboden aus Flugsanden über einer Kalkmergelfazies bei Südkirchen. Der größte Anteil der ackerbaulich genutzten Schläge im Einzugsgebiet ist neu (zwischen < 5 - 10 Jahre alt) dräniert. Die höchsten prozentualen Austräge ergaben sich mit ca. 20 - 30 g/ha Getreidefläche und 11 g/ha Maisfläche für Phenylharnstoffe bzw. s-Triazine bei Schlägen auf Geschiebelehm über einer Tonmergelfazies im Kalibriergebiet bei Nottuln. Die Schläge sind hier im Rahmen einer Flurbereinigung in den 70er Jahren zum Teil dräniert worden.

In Kapitel 5.2.4.6 wurde gezeigt, daß auch Punktquellen und unsachgemäße Anwendung zur Kontamination der Vorfluter in einem erheblichen Ausmaß beitragen können. Ein Beispiel hierfür ist eine Konzentrationsspitze am 9. Oktober 1989 von 2,4 µg/l Chlortoluron im Halterner Mühlenbach, die auf 0,45 µg/l am 16. Oktober 1989 und 0,19 µg/l am 23. Oktober 1989 sank (GELSENWASSER AG 1990). Die Niederschläge waren mit 8 mm in Merfeld am 8. Oktober nicht besonders hoch, und auch der Abfluß stieg im gleichen Zeitraum nur auf das Doppelte. Da alle übrigen bestimmten PSM in den gleichen Proben unter der Bestimmungsgrenze lagen, kommt nur eine Unfallsituation für den hohen Anstieg in Frage. Die entsprechend der in Kap. 5.2.4.7 vorgestellten Berechnungsformel ermittelte Frachtmenge dieses "Unfalls" betrug im Zeitraum 8.- 23. Oktober 1989 über 1,5 kg Chlortoluron. Das ist mehr als jede technische Restmenge in einer Feldspritze (max. ca 0,1 kg).



Wird der nur geringe Abbau der untersuchten Wirkstoffe bei der Grundwasseranreicherung berücksichtigt und die nur 25 %-ige Verdünnung durch Grundwasser (KÖTTER & SCHLETT 1989) einbezogen, so muß das in der Einleitung formulierte Ziel - die Trinkwassergewinnung aus den Oberflächengewässern bzw. aus der Halterner Talsperre auch in Zukunft ohne Aktivkohleaufbereitung zu ermöglichen - für den einzelnen Wirkstoff wie folgt definiert werden:

$$\frac{(C_{Punktq} \cdot M_{Punktq}) + (C_{runoff} \cdot M_{runoff}) + (C_{interflow} \cdot M_{interflow}) + (C_{GW} \cdot M_{GW})}{(M_{Punktq} + M_{runoff} + M_{interflow} + M_{GW})} = < 0,1 \text{ (}\mu\text{g/l)}$$

*C*=Konzentration      *M*=Menge des Abflusses

Für die Gesamtheit aller PSM muß mit dem Summengrenzwert von 0,5  $\mu\text{g/l}$  eine entsprechende Zielvorstellung formuliert werden. Der ursprünglich aus dem Vorsorgeprinzip heraus postulierte Nullwert für das Grund- und Trinkwasser (AURAND 1989) wird somit nicht auf das Oberflächenwasser, was in diesem Fall nach der Grundwasseranreicherung der Trinkwassergewinnung dient, übertragen. Generell ist der pauschal für alle PSM gleiche Grenzwert, im Gegensatz zu den anderen Schadstoffen der Trinkwasserverordnung, nicht ausschließlich toxikologisch begründet (STEINBACH 1989). Er soll als quasi Nullwert für das Grundwasser und in diesem Fall für das Trinkwasser aufgefaßt werden und sich damit im Bereich der jeweiligen Nachweisgrenze der Wirkstoffe bewegen. Langfristig ergibt sich aus diesem Ansatz eine weitere Senkung des Grenzwertes als endgültiges Ziel.

In der folgenden generalisierten Betrachtungsweise der Eintragspfade werden "interflow" und Dränabfluß in den Staunäseeböden zusammengefaßt. Für die oben formulierte Zielvorstellung sind für die einzelnen Eintragspfade die ermittelten Größenordnungen der Konzentrationen aufgeführt und Bedingungen bzw. Maßnahmen gegenübergestellt, die die entsprechenden Bedingungen möglichst vollständig erfüllen bzw. schaffen. Dabei wird ein etwa unveränderter Einsatz der untersuchten Wirkstoffe wie bisher im Einzugsgebiet angenommen:

#### | Bedingungen bzw. Maßnahmen |

1. (Kap.5.2.4.6)       $C_{Punktq} > > 0,1 \text{ (}\mu\text{g/l)}$   $\Rightarrow M_{Punktq} = 0$
2. (Kap.5.2.4.3)       $C_{runoff} > > 0,1 \text{ (}\mu\text{g/l)}$   $\Rightarrow M_{runoff} < < M_{Gesamt}$
3. (Kap.5.2.4.4.)       $C_{interflow} > 0,1 \text{ (}\mu\text{g/l)}$   $\Rightarrow M_{interflow} < < M_{Gesamt}$
4. (Kap.5.1.1.1)       $C_{GW} < 0,1 \text{ (}\mu\text{g/l)}$   $\Rightarrow M_{GW} > > (M_{runoff} + M_{interflow})$

Um dieses Ziel zu erreichen, sind generell drei Ansätze zu betrachten:

- Ausweichen auf unbelastete Wasserressourcen
- Maßnahmen zur Senkung der Konzentrationen an Herbiziden in den Eintragspfaden
- Unterbrechen der Transferwege in die Vorfluter

Diese Möglichkeiten sind getrennt, aber besonders auch der zweite und dritte Gesichtspunkt, in Kombination denkbar. Die erste Möglichkeit steht zwar im Widerspruch zum Verursacherprinzip, muß aber nach SCHINKEL (1989) prinzipiell in die Diskussion einbezogen werden. Für den hier betrachteten Fall des Wasserwerkes Haltern mit einer jährlichen Förderung von ca. 100 Mio. m<sup>3</sup> ist ein vollständiges Ausweichen mit der Förderung kaum vorstellbar.

## **6.1 Empfehlungen für die Landwirtschaft**

### **6.1.1. Zur "guten fachlichen Praxis"**

Das Pflanzenschutzgesetz schreibt in § 6 vor: "Pflanzenschutzmittel dürfen nur nach "guter fachlicher Praxis" angewendet werden." Anerkannte Regeln der "guten fachlichen Praxis" sind solche, die nach RESCHKE (1988)

- in Übereinstimmung mit den Rechtsvorschriften stehen,
- in der Wissenschaft als gesichert gelten,
- aufgrund praktischer Erfahrungen als geeignet, angemessen und notwendig anerkannt sind, und
- von der Beratung empfohlen und bei den nach aktuellem Kenntnisstand ausgebildeten Anwendern grundsätzlich bekannt sind.

Dieser, im letzten Punkt geforderte aktuelle Kenntnisstand, ist zur Zeit sicherlich hinsichtlich Pflanzenschutz nicht bei allen Landwirten vorauszusetzen. Es ist daher Aufgabe der Anwender, sich die notwendigen Kenntnisse anzueignen, aber auch Ziel der landwirtschaftlichen Beratung, die Anwender über den sachgerechten Umgang mit Pflanzenschutzmitteln zu informieren und Hinweise zu geben, wie Fehler zu vermeiden sind. Hierbei sind ganz verstärkt auch die zunehmende Anzahl der Nebenerwerbslandwirte einzubeziehen.

Von den 16 Gesetzen und Verordnungen, die beim Umgang mit Pflanzenschutzmitteln zu beachten sind und den Regeln der "guten fachlichen Praxis" sollen im folgenden nur die wichtigsten hervor-gehoben werden.

### **Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln**

Zum Anwender-, Verbraucher- und Umweltschutz sind bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln eine Vielzahl von allgemeinen und speziellen Regelungen zu beachten. Hierzu gehören u.a. folgende Vorgaben:

- Pflanzenschutzmittel dürfen nur nach "guter fachlicher Praxis" unter Berücksichtigung des integrierten Pflanzenschutzes angewendet werden.
- Pflanzenschutzmittel dürfen auf Freilandflächen nur angewendet werden, soweit diese landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzt werden. Sie dürfen jedoch nicht in oder unmittelbar an oberirdischen Gewässern oder Küstengewässern angewendet werden.
- Bei besonders gefährvollen Pflanzenschutzmitteln ist die Anwendung verboten oder auf bestimmte, wenige Anwendungsgebiete beschränkt bzw. mit Auflagen durch die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung versehen.

### **Schutz des Wassers**

In diesem Bereich sind die Vorgaben aus dem Wasserhaushaltsgesetz und dem Pflanzenschutzgesetz maßgebend. Jede Art schädlicher Verunreinigung ist zu vermeiden. Beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln hat der Anwender dafür Sorge zu tragen, daß keine Anwendung auf Flächen erfolgt, von denen die Gefahr einer Abschwemmung in Gewässer, insbesondere durch Regen oder Bewässerung, gegeben ist.

In jedem Fall ist ein Mindestabstand von 10 m zu Gewässern zu beachten (Auflage 630) (BÖTGER 1991). Der Anwender muß sich außerdem bei der Planung von Pflanzenschutzmaßnahmen über die Grenzen bzw. Zonen von Wasserschutzgebieten informieren und die Auflagen der Gebrauchsanleitung zum Wasserschutz einhalten (RESCHKE 1988).

### **Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes**

Die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes sollten bei der Notwendigkeit des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln berücksichtigt werden:

- Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Saatzeit, Saatstärke, Saattiefe etc. möglichst so wählen, daß Schadorganismen zurückgedrängt werden,
- die Bestände durch Düngung und ggf. Wachstumsregulatoren so führen, daß keine Förderung von Schadorganismen eintritt,
- Praktikable mechanische, biologische und biotechnische Pflanzenschutzmaßnahmen bevorzugen und Nützlinge als natürliches Begrenzungspotential von Schadorganismen erhalten und fördern,
- Schadensschwellen und Prognosen zur gezielten Bekämpfung nutzen,

- möglichst Punkt- oder Bandbehandlungen den Vorzug geben; Aufwandmengen in Abhängigkeit von Boden, Witterung, Schaderregerstadium, Epidemieverlauf etc. so niedrig wie möglich halten,
- mindertoxische, selektive, nützlingsschonende und bienenungefährliche Pflanzenschutzmittel ohne Auflagen so weit wie möglich bevorzugen.

Grundsätzlich gilt, daß nur solche Pflanzenschutzmittel unter Beachtung der Auflagen der Gebrauchsanleitung zur Anwendung kommen, die zugelassen sind (PESTEMER 1985, RESCHKE 1988).

### **Geräte und Bedienung**

Die Geräte müssen sich leicht und sicher befüllen, einstellen, bedienen und entleeren lassen. Die technisch unvermeidbare Restmenge darf eine bestimmte Literzahl nicht überschreiten. Meßgeräte sollten angeschlossen werden. Zur Vermeidung von Fehlern ist eine sachgerechte Bedienung unbedingt notwendig. Hierzu gehört, daß Wassermenge, Düsen und Druck so gewählt werden, daß Abtrift vermieden und die Restmenge so gering wie möglich gehalten wird. Zu gefährdeten Objekten muß ein Sicherheitsabstand eingehalten werden. Behandlungen bei Windgeschwindigkeiten über 5 m/s und Temperaturen über +25 °C sollten unterbleiben, die Fahrgeschwindigkeit 6 km/h nicht überschreiten (RESCHKE 1988).

### **Beseitigung von Pflanzenschutzmittelresten**

Grundlage für die Beseitigung von Abfällen ist das Abfallbeseitigungsgesetz. Regeln zur sachgerechten Entsorgung von Pflanzenschutzmitteln sind u.a. folgende:

- Präparatbehälter spülen und Spülwasser der Behandlungsflüssigkeit zufügen,
- Restmengen stark mit Wasser verdünnen (mindestens 1:10) und auf der Behandlungsfläche ausbringen,
- unbrauchbare Pflanzenschutzmittel an Handel oder Hersteller zurückgeben (RIPKE 1987, RESCHKE 1988).

Werden das Pflanzenschutzgesetz, die Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung, die Gebrauchsvorschriften und somit die Regeln der "guten fachlichen Praxis" strikt befolgt, so kann dies bereits erheblich zu einer Reduzierung des Pflanzenschutzmittelaufwandes und Eintrages in die Vorfluter beitragen.

Im folgenden werden einige der unter Punkt 1 aufgelisteten Aspekte, aber auch andere bisher nicht erwähnte Möglichkeiten zur Minimierung des Pflanzenschutzmittelaufwandes einer kritischen Betrachtung unterzogen, und, wenn möglich, der Versuch einer Quantifizierung der Einsparungsmöglichkeiten unternommen.



### 6.1.2 Schadschwellenprinzip

Die prophylaktische chemische Unkrautbekämpfung ist in der Landwirtschaft zu einer Standardmaßnahme geworden. In verschiedenen Untersuchungen der letzten Jahre wurde festgestellt, daß ein Großteil der Unkrautbekämpfungsmaßnahmen nicht kostendeckend war. Nach WAHMHOF & HEITEFUSS (1984) waren je nach Getreideart 25 - 75 % der Bekämpfungsmaßnahmen unwirtschaftlich. GEROWITT et al. (1984) berichten von 25 % nicht wirtschaftlicher Herbizideinsätze in Wintergerste und 30 % in Winterweizen. ZEDDIES & WAIBEL (1984) fanden für die einzelnen Getreidearten folgende Anteile unwirtschaftlicher Herbizidanwendungen:

- Wintergerste:	25,4 %
- Winterweizen:	30,0 %
- Winterroggen:	47,8 %
- Sommergerste:	50,4 %
- Hafer:	50,8 %
- Sommerweizen:	73,5 %

Die oben genannten Daten stammen aus Versuchen des Pflanzenschutzdienstes der Jahre 1977-1981. Andere Autoren geben ähnliche Zahlen an (BARTELS 1984, BLUMENBERG et al. 1984, BÖTGER 1985, MÜLLVERSTEDT 1986, BEER et al. 1988 b), auch von Versuchen, die in landwirtschaftlichen Betrieben auf mittel bis stark verunkrauteten Flächen durchgeführt wurden (MEINERT 1983, zit. in GEROWITT 1984).

Die bereits im Einzugsgebiet bei Winterweizen im Jahr 1991 durchgeführten Versuche zeigen, daß auf allen vier Versuchsschlägen (unterschiedliche Bodentypen) alle Mittelkombinationen im Nettoertrag unter der unbehandelten Variante lagen oder deren Nettoertrag gerade erreicht wurde.

Wenn auch die Angaben in der Literatur wechseln, so liegt doch die Vermutung nahe, daß ein großer Teil der in der Praxis durchgeführten Unkrautbekämpfungsmaßnahmen, insbesondere der präventiven, unwirtschaftlich sind und somit zu einer unnötigen Belastung beiträgt. Es sollte daher in zunehmendem Maße angestrebt werden, die routinemäßigen, prophylaktischen Spritzungen gegen Unkräuter (aber auch gegen Krankheiten und Schädlinge) durch den gezielten, wirtschaftlich und ökologisch vertretbaren Einsatz von Bekämpfungsmaßnahmen auf der Basis des Schadschwellenkonzeptes zu ersetzen. Auf diese Weise könnte im Vergleich zur betriebsüblichen Unkrautbekämpfung die Anzahl der Herbizidbehandlungen um mindestens 30 % verringert werden.

Die wirtschaftliche Schadensschwelle, im englischen Sprachgebrauch als "Economic injury level" bezeichnet (STERN et al., zit. in BEER & HEITEFUSS 1981b), kennzeichnet die Populationsdichte

der Schadorganismen, die bei Nichtbekämpfung Schäden in gleicher Höhe verursachen würden, wie an Kosten für die entsprechende Pflanzenschutzmaßnahme entstehen (DIERCKS & HEYE 1970, zit. in BEER & HEITEFUSS 1981b). Die Bekämpfungsschwelle ("Economic threshold") ist geringfügig niedriger als die wirtschaftliche Schadensschwelle. Sie bezeichnet die Populationsdichte, bei der Bekämpfungsmaßnahmen erfolgen müssen, wenn das Erreichen bzw. Überschreiten der wirtschaftlichen Schadensschwelle verhindert werden soll. In Abhängigkeit von verschiedenen Einflüssen aus dem wirtschaftlichen und biologisch-technischen Bereich können sich die Schwellenwerte mehr oder weniger stark ändern (GARBURG 1974, BEER & HEITEFUSS 1980, HEITEFUSS 1980, zit. in BEER & HEITEFUSS 1981b). Da in der Literatur in der Regel die Begriffe "Schadensschwelle" oder "Schadsschwelle" verwendet werden, soll diese Terminologie im folgenden beibehalten werden.

Grundlage für die Ermittlung von Schadensschwellen sind die Beziehungen zwischen Verunkrautung und Ertragsverlust sowie den anderen unkrautbedingten Schadwirkungen wie Erhöhung der Kornfeuchtigkeit, Schwarzbesatz und Erntebehinderungen (WAHMHOF & HEITEFUSS 1985b). Für diese Beziehungen ist es kennzeichnend, daß sie in Abhängigkeit von Kulturpflanzenart, Ertragsniveau, Standortbedingungen, Dominanzstruktur der Unkrautvegetation und Produktionstechnik des Betriebes eine sehr breite Variabilität aufweisen (NIEMANN 1981). Schadensschwellen stellen somit keine festen, absoluten Größen dar, sondern variieren innerhalb bestimmter Bandbreiten und sind daher als Schwellenbereiche anzusehen (BEER 1979, zit. in WAHMHOF & HEITEFUSS 1985b, MÜHLETHALER 1988).

Um unnötige Maßnahmen der Unkrautbekämpfung einsparen zu können, wurden Schadensschwellen für verschiedene Unkräuter ermittelt und mit nahezu ausschließlich positiven Ergebnissen in der praktischen Anwendung überprüft (GARBURG 1974, BEER & HEITEFUSS 1981, NIEMANN 1981b, KRÖCHERT 1982, WAHMHOF 1983, BARTELS 1984, SPRINGER 1985, GEROWITT et al. 1986, BEER 1986, zit. in BEER et al. 1988a).

Diese, mit einer Sicherheitsspanne versehenen Schwellenwerte (Tab. 6-1), beziehen sich nicht nur auf den Kornertrag, sondern berücksichtigen auch andere Schadwirkungen der Unkräuter, wie Kornfeuchtigkeit, Schwarzbesatz und Erntebehinderungen. Die Werte können ebenso bei Winterroggen und Mais angewendet werden, liegen aber offenbar für diese als konkurrenzfähiger einzustufenden Kulturen noch zu niedrig (BEER 1985).

Für eine gezielte Unkrautbekämpfung nach dem Schadensschwellenkonzept spricht auch, daß bei Verunkrautungen unterhalb der Schadensschwelle Herbizidanwendungen nicht unbedingt zur Ertragssicherung beitragen. Nach Bekämpfungsmaßnahmen im Nachaufverfahren in Kombination mit höheren N-Gaben traten in Versuchen von BEER et al. (1988 a) sogar in Wintergerste Ertragsminderungen von 3,6 dt/ha auf. Die Standfestigkeit der Gerste wurde trotz des Einsatzes

von Wachstumsreglern durch die Herbizide vermindert. Auch HOPPE et al. (1986) berichten von Ertragsdepressionen nach Herbizideinsatz. Außerdem kann es nach Anwendung von Triazin- oder Harnstoffderivaten über eine physiologische Beeinflussung der Getreidepflanzen zu vermehrtem Mehltaubefall an Weizen kommen, was erneute Pflanzenschutzmaßnahmen nach sich zieht (HOPPE et al. 1986, BEER et al. 1988 b, BRANDES & HEITEFUSS 1971, IBENTHAL 1976, KRÖCHERT 1982, SPRINGER & HEITEFUSS 1986, zit. in BEER et al. 1988a). Die Ermittlungen von NIEMANN (1981) ergaben, daß sich die Gefahr des Lagerns von Wintergerste gegenüber einer gezielten Maßnahme nach dem Schadschwellenkonzept bei der betriebsüblichen Variante deutlich höher lag.

Tab. 6-1: Schadensschwellen für Unkräuter und Ungräser in Winter- und Sommerweizen und Winter- und Sommergerste; Quellen: 1: NIEMANN (1981); 2: BARTELS et al. (1984); 3. BEER (1985); 4: BÖTGER (1985); 5: AMMON & DIERAUER (1986); 6: MITTNACHT (1990)

Ungras/Unkraut	Anzahl Pfl./m <sup>2</sup>	Deckungsgrad in %
Windhalm (2)	20	
Ackerfuchsschwanz (1;2)	30 - 50	
beide zusammen (2)	20 - 30	
Flughäfer (5)	4 - 10	
Flughäfer in Saat- getreide (5)	1 - 5	
Zweikeimblättrige	40 - 50	5 - 10
Klettenlabkraut (2;4;6)	0,1 - 0,5	
Windknöterich (2)	2	
Wicke (2)	2	

Da die Schwellenwerte unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors festgelegt wurden, können sie evtl. nach oben korrigiert werden. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn Leitunkräuter vorhanden sind, von denen eine vergleichsweise geringe Konkurrenzwirkung ausgeht und die Kulturpflanzenbestände gut entwickelt sind. So kann z.B. auch ein relativ hoher Kamillebesatz in gut entwickelten, konkurrenzkräftigen Weizenbeständen unterdrückt werden (HOPPE et al. 1986).

Die Festlegung artspezifischer Schadensschwellen für weitere wichtige Unkräuter würde unter Berücksichtigung der schlagspezifischen Unkrautentwicklung Entscheidungen über einen Herbizideinsatz sicherer machen und ggf. noch Einsparungen ermöglichen (HEITEFUSS & WAHMHOF 1985).

Die Anwendung des Schadschwellenprinzips setzt eine genaue Beobachtung der Verunkrautung und Kenntnis der einzelnen Unkräuter, möglichst im Keimblattstadium, voraus. Für eine hinreichend genaue Erfassung von Schlägen bis zu 5 ha Größe sollte die Auszählung der Unkräuter bzw. das

Schätzen des Unkrautdeckungsgrades an 30 gleichmäßig über das Feld verteilten Stellen von 1 m<sup>2</sup> Größe erfolgen (BARTELS et al. 1984, NIEMANN 1985).

Bei richtiger Handhabung des Konzeptes ist das Risiko einer zu hohen Verunkrautung sowie einer drastisch erhöhten Folgeverunkrautung gering, da vom gesamten Samenvorrat pro Jahr ohnehin nur weniger als 4 % auflaufen (AMMON & DIERAUER 1986). Voraussetzung ist allerdings eine frühzeitige und exakte Erfassung der Unkrautdichte, um dann, wenn es erforderlich ist, gezielte Unkrautbekämpfungsmaßnahmen durchführen zu können (BLUMENBERG et al. 1987, KEES 1986).

### 6.1.3 Rand- und Teilflächenbehandlung

Eine weitere Möglichkeit zur Reduzierung des Herbizidaufwandes ist die ausschließliche Behandlung von Randstreifen oder Teilflächen mit besonders starkem Unkrautbesatz, wenn das Niveau der Verunkrautung auf anderen Teilflächen des Schlags niedrig ist. Einige Unkräuter treten bevorzugt nesterweise auf, z.B. Klettenlabkraut, andere kommen häufig nur auf bestimmten Teilen des Schlags vor, wie Ackerfuchsschwanz (NIEMANN 1986). In diesem Fall hätte eine Mittelwertbildung der Befallswerte zur Folge, daß bei einer positiven Bekämpfungsentscheidung mehr oder weniger große Teilflächen mit schwachem Befall mitbehandelt werden (NIEMANN 1985).

Um die unregelmäßige Verteilung der Unkräuter zu erfassen, ist eine genaue Erhebung über den Unkrautbesatz des Schlags notwendig. Als vorteilhaft hat es sich erwiesen, das Verteilungsmuster der Unkräuter in Form einer Skizze festzuhalten, d.h. das Unkrautvorkommen zu kartieren. Mit Hilfe der Fahrgassen können Teilflächen ohne aufwendige Messungen hinreichend genau lokalisiert werden (NIEMANN 1986). Da die Verunkrautung der Feldränder oder Vorgewende häufig stark von der des übrigen Schlags abweicht, ist hier eine gesonderte Beurteilung erforderlich (BARTELS et al. 1984). Der zeitliche Aufwand für das Kartieren ist unerheblich, da ohnehin vor jeder Bekämpfungsmaßnahme der Unkrautbesatz des Schlags ermittelt wird. Zudem vermindert sich nach einigen Jahren systematischer Kartierung der Zeitaufwand deutlich, da die Lage der Teilflächen mit unterschiedlichen Besatzdichten bekannt ist und lediglich noch die früheren Befunde zu überprüfen sind (NIEMANN 1985, 1986).

Anhand der Unkrautverteilungskarten sind nun Teilflächen- bzw. Randbehandlungen mit Herbiziden möglich, und man ist nicht mehr gezwungen, eine Bekämpfungsentscheidung für den gesamten Schlag treffen zu müssen, die im Zweifelsfall aus Risikogründen oft zugunsten einer Gesamtbehandlung ausfällt. Hinsichtlich der Realisierung von Teilflächenbehandlungen müssen ggf. Kompromisse gemacht werden, da es nicht immer praktikabel ist, auch kleinste Flächen gesondert zu behandeln (NIEMANN 1986).



Bei konsequenter Durchführung von Teilflächenbehandlungen sind Einsparungen auf dem Herbizidsektor möglich, die noch über die der Anwendung von Schwellenwerten hinausgehen können. Hinzu kommt, daß für den Praktiker das Risiko einer Fehlentscheidung praktisch gleich Null wird, weil Stellen mit hohem Unkrautbesatz bekannt sind und auch behandelt werden (NIEMANN 1986).

Eine Möglichkeit der Realisierung von Teilflächenbehandlungen könnte für sehr große Schläge das System des "Computer Aided Farming" (CAF) bieten. Bei diesem System wird der Wirkstoff flächendifferenziert den jeweiligen Bedürfnissen des Pflanzenbestandes entsprechend dosiert. Hierbei ist das Ziel, das Pflanzenschutzmittel den partiell unterschiedlichen Verhältnissen anzupassen. Voraussetzung für die Nutzung des "Computer Aided Farming" sind Grunddaten über die Beschaffenheit des Feldes, z.B. über Zonen mit unterschiedlich starker Verunkrautung und demzufolge unterschiedlichem Pflanzenschutzmittelbedarf. Die flächenspezifischen Daten können von einem Hof-PC mittels Chip-Karte auf den Bordcomputer des Schleppers übertragen werden. Eine weitere Voraussetzung ist ein Empfänger, der mit Hilfe einer Peilantenne über Satelliten-Navigation eine Feststellung der Lageposition vornimmt und diese dem Bordcomputer meldet (auf 20 m genau). Anhand dieser Informationen kann der Bordcomputer seinen standortspezifischen Sollwert bestimmen und die notwendige Dosierung des Pflanzenschutzmittels vornehmen. Eine Kartierung der Flächen, z.B. die Einteilung in Zonen (1 = 100 %, 2 = 75 %, 3 = 50 % der Sollaufwandmenge) und eine Orientierung an Fahrgassen (ohne Satelliten-Navigation), sind realistische Entwicklungsstufen einer standortspezifischen Dosierung. Man verspricht sich von dieser Technik, die auch unter dem Kürzel "GPS" bekannt ist und in den nächsten Jahren weiter erprobt werden soll, erhebliche Einsparungen an Pflanzenschutzmitteln (GANZELMEIER 1990a, 1990b).

#### **6.1.4 Bandspritzung in Reihenkulturen**

Vor allem in Reihenkulturen (Mais, Kartoffeln, Rüben) bietet die Kombination chemischer und mechanischer Unkrautbekämpfungsmaßnahmen eine gute und praktikable Alternative zur herkömmlichen Flächenspritzung. Bei der Bandspritzung wird im Bereich der Pflanzenreihen eine bandförmige Herbizidausbringung durchgeführt, während der breite Streifen zwischen den Reihen mechanisch behandelt wird. Durch diese Form der Herbizidausbringung lassen sich Herbizidaufwand und Mittelkosten auf ca. 25- 35 % im Vergleich zur Ganzflächenspritzung reduzieren (HURLE & KEMMER 1987, ESTLER 1988, KEES 1990a, KEES 1991). Die Bandspritzung verursacht allerdings höhere Kosten bei der Ausbringung durch größeren technischen Aufwand und geringere Flächenleistung.

Die technischen Voraussetzungen für das Verfahren sind vorhanden. Als Hackwerkzeuge haben sich Gänsefußschare bei einer Arbeitstiefe von 3-5 cm am besten bewährt (KEES 1990a). Die

Spritzung kann auch als Unterblattspritzung erfolgen. Optimale Bandbreite sind 25-30 cm; bei anhäufelnden Geräten kann diese Breite noch verringert werden. Grundsätzlich kann die Bandspritzung auch mit thermischen Verfahren oder mit nicht persistenten, aus der Sicht der Boden- und Grundwasserbelastung unbedenklichen Mitteln wie ROUNDUP oder BASTA kombiniert werden, soweit diese entsprechend abgeschirmt werden. Bei Verschlämmungen und Bodenverdichtungen, aber auch nach längeren Trockenperioden wirken sich die mechanischen Maßnahmen durch Förderung des Gasaustausches und Unterbrechung der Kapillarwirkung positiv auf die Kulturpflanzenentwicklung aus (KEES 1991).

Nach ALKÄMPER (1988a) entspricht das Verfahren "Bandspritzung + Hacken" (Tab. 6-2) sowohl aus der Sicht der Ertragssicherung als auch der Unkrautwirkung den Erwartungen. Ähnliches wird auch von IRLA (1988), MEINERT (1988) und KEES (1990, 1991) berichtet.

Tab. 6-2: Einfluß verschiedener Unkrautbekämpfungsmaßnahmen auf den Maisertrag (MEINERT 1988)(verändert)

1986: 100 % = 184 dt/ha 1987: 100 % = 134 dt/ha	Relatives Kolbengewicht in %	
	1986	1987
1. unbehandelt	100	13
2. Herbizid ganzflächig	100	100
3. Herbizid in der Reihe	101	66
4. Herbizid in der Reihe 2 x Ma.hacke zw. den Reihen	106	100
5. Herbizid ganzflächig 2 x Ma.hacke zw. den Reihen	102	102
6. Herbizid zw. den Reihen	100	92
7. 2 x Ma.hacke zw. den Reihen	102	47

Abschließend muß noch hinzugefügt werden, daß die Wirksamkeit des Verfahrens in starkem Maße von der Witterung abhängig ist (HUBER 1990, NORDMEYER 1990).

Durch das Verfahren "Bandspritzung + Hacken" im Mais oder anderen Reihenkulturen kann der Herbizidaufwand um ca. 60 % verringert werden. Ein weiterer Vorteil dieses Verfahrens ist die Bodenlockerung, welche bedingt, daß mehr Wasser in den Boden eindringen kann. Zwar kann

unmittelbar nach dem Hacken ein größerer Verlust an Boden entstehen, über die gesamte Vegetationszeit ist der Verlust jedoch wesentlich geringer (Tab. 6-3) (ALKÄMPER 1988a, 1988b).

Tab. 6-3: Einfluß der Unkrautbekämpfung auf Wasserabfluß und Bodenabtrag während der Maisvegetation, nach ALKÄMPER (1988b)

Form der Unkrautbekämpfung	Verluste in % von Atrazin	
	Wasser	Boden
Atrazinspritzung vor Auflauf	100	100
2 x Hacken	35,9	34,4
Bandspritzung + 1 x Hacken	22,6	21,5

Neben dem Verlust von Wasser, Boden und Nährstoffen kommt es zu einem Austrag von Herbiziden, besonders, wenn es schwer löslich ist und daher nicht in den Boden eindringt, sondern an der Bodenoberfläche verbleibt. Durch die Bandspritzung ist, infolge des geringeren Aufwandes, der Herbizidaustrag absolut geringer (ALKÄMPER 1988b).

Tab. 6-4: Atrazinabtrag (g/ha) während der Maisvegetation in Abhängigkeit des Applikationszeitpunktes, nach ALKÄMPER (1988b)

Zeitpunkt	Ganzfläche	Bandspritzung
Vorauflauf	23,6	9,7
Nachauflauf	5,9	2,9

Durch eine Verlegung des Ausbringungszeitpunktes vom Vor- auf den Nachauflauf und damit auf eine Unkrautdecke kann der Herbizidaustrag nochmals wesentlich verringert werden (ALKÄMPER 1988 a, 1988b). Nicht nur im Hinblick auf einen günstigen Wirkstoffabbau, sondern vor allem auch aus Gründen des Erosionsschutzes ist eine Nachauflauferbizidanwendung einer Vorauflaufspritzung insbesondere in Reihenkulturen in Kombination von Bandspritzung und Hacken vorzuziehen. Aus einer Reihe von Untersuchungen geht hervor, daß sich die Nachauflaufspritzung nicht negativ auf den Ertrag auswirken muß (BEER & HEITEFUSS 1981a, GRÄPEL & SCHILLER 1981, ALKÄMPER 1988a, 1988b, MEINERT 1988).

### 6.1.5 Zeitpunkt der Unkrautbekämpfung

Vorauflaufbehandlungen und Nachauflauf-(Herbst)- bzw. Nachauflauf-(Winter)-Behandlungen mit Herbiziden auf den unbedeckten Boden im Wintergetreide bergen die Gefahr der Auswaschung, des Oberflächenabflusses nach Regenfällen sowie eines verlangsamten Herbizidabbaus aufgrund niedriger Temperaturen. Außerdem setzt die Berücksichtigung von Schadensschwellen eine Beobachtung der Verunkrautung voraus.

Die Hauptschädigung durch die Unkräuter ist bei Getreide bis zum Schoßbeginn möglich (RADEMACHER 1964, KOCH 1967, LINKE & MÄRTIN 1968, KOLBE 1974, zit. in BEER & HEITEFUSS 1981a). Je nach Saatzeitpunkt erreicht die Unkrautdichte zu unterschiedlichen Zeitpunkten ihr Maximum. Ist die Dichte in früh gedrillten Beständen im Herbst besonders hoch, so werden die Unkräuter in normalen Jahren während der Vegetationsruhe wieder dezimiert. Bei Spätaussaaten erreicht die Unkrautdichte im Frühjahr ihren Höhepunkt, verringert sich aber wenig später wieder durch das Einsetzen der Kulturkonkurrenz oder ungünstige Witterungsbedingungen für die Keimlinge (GEROWITT und HEITEFUSS 1989). Auswinterungsschäden und Entwicklung der Kulturpflanzen können ebenfalls frühestens im Frühjahr beurteilt werden. Unter den oben genannten Gesichtspunkten sollte eine Herbizidanwendung im Frühjahr auf einer Pflanzendecke in Betracht gezogen werden.

Das Nachauflauf-Frühjahr-Verfahren stößt jedoch, besonders auf Standorten, die im Frühjahr erst spät befahrbar sind und ggf. auch beim Anbau von Wintergerste und Winterroggen bezüglich der Herbizidwirkung und Kulturverträglichkeit, auf Grenzen (KEES 1985).

Nach GRÄPEL & SCHILLER (1981) konnten im Wintergetreide im Nachauflauf die besten Bekämpfungserfolge im zeitigen Frühjahr erzielt werden. Schäden an den Kulturpflanzen konnten nur bei sehr spätem Einsatz im Frühjahr festgestellt werden, wenn sich das Getreide bereits in der Schoßphase befand. Bezüglich der Erträge wäre dieser Termin mit der Vorauflaufanwendung zu vergleichen. BEER und HEITEFUSS (1981a) kamen zu ähnlichen Ergebnissen in ihren Untersuchungen in Winterweizen. Nach SCHIETINGER (1983) reagierte lediglich der Roggen mit Ertragsdepressionen nach der Nachauflauf- Frühjahr- Applikation im Stadium EC 29- 30 (Tab. 6-5).

Im Widerspruch zu den oben beschriebenen Ergebnissen steht, daß, in Abhängigkeit vom Aussaattermin des Wintergetreides (bei Frühsaaten im Herbst, bei Spätsaaten im sehr zeitigen Frühjahr, EC 11- 13), im frühen Nachauflauf eine Verringerung der Aufwandmenge um 25-30 % möglich ist (SCHLÜTER 1989, BARTELS 1990, BETZ 1990). Eine gewisse Restverunkrautung muß in diesem Fall toleriert werden, wenn es sich nicht um Klettenlabkraut handelt (BARTELS 1990).



Die aufgeführten Gesichtspunkte beinhalten einen Zielkonflikt, nämlich einerseits möglichst weit entwickelte Bestände zu behandeln, um den Oberflächenabfluß und die Grundwasserbelastung zu minimieren, andererseits die Pflanzenschutzmittelmenge so gering wie möglich zu halten.

Auch im Mais kann die Unkrautbekämpfung mit gutem Erfolg im Nachauflauf durchgeführt werden. Nach AMMON & DIERAUER (1986) haben verschiedene Untersuchungen im Mais gezeigt, daß diesem bis zum 2-3- Blatt- Stadium ein gewisser Unkrautbesatz nicht schadet und Unkräuter, die nach 40 cm Maishöhe auflaufen, den Ertrag ebenfalls nicht beeinflussen. Erfolgt die Bekämpfung der Unkräuter zur Erzielung der für den Mais minimal notwendigen unkrautfreien Periode, so kann die Herbizidbehandlung im Nachauflauf mit Mitteln mit relativ kurzer Wirkungsdauer von 20- 30 Tagen erfolgen. Dies kann durch Verschiebung des Behandlungszeitpunktes und Reduzierung der Aufwandmenge erreicht werden.

Tab. 6-5: Wirkung von Herbiziden auf Unkräuter, Ungräser und Ertrag in Abhängigkeit vom Anwendungszeitpunkt. Durchschnittswerte aus Versuchen in Rheinland- Pfalz 1980-83 (SCHIETINGER 1983)

Getreideart	Zahl der Versuche	Applikationszeitpunkt	
		Nachauflauf-Winter	Nachauflauf-Frühjahr
Unkrautwirkung in %			
Wintergerste	8	88,2	89,9
Winterroggen	5	98,6	95,6
Winterweizen	7	90,2	84,5
Ungraswirkung in %			
Wintergerste	5	93,2	94,0
Winterroggen	2	93,5	90,5
Winterweizen	6	90,2	84,5
Ertrag (relativ zur Kontrolle = 100 %)			
Wintergerste	8	124,8	121,0
Winterroggen	6	124,2	104,5
Winterweizen	7	101,1	100,7

Abschließend muß darauf hingewiesen werden, daß die Wahl des Unkrautbekämpfungszeitpunktes und des Herbizids in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten, von Art und Stärke der Verunkrautung, von der Wüchsigkeit der Kulturpflanzenbestände, von der angebauten Sorte, vom Witterungsverlauf und der aktuellen Witterung und von der Betriebsstruktur getroffen werden muß. Der Behandlungstermin sollte jedoch nicht zu spät gewählt werden (bis EC 29-30), da andernfalls mit einer Schädigung der Kulturpflanzen, Ertragseinbußen und verminderter Leistung der Herbizide

gerechnet werden muß. Außerdem werden bei Spritzungen zu einem späteren Zeitpunkt höhere Aufwandmengen notwendig (SCHIETINGER 1983, KEES 1984).

#### **6.1.6 Ersatz und Reduktion von Wirkstoffen**

Zur Unkrautregulierung stehen dem Landwirt eine Vielzahl verschiedener Präparate mit unterschiedlichen Wirkstoffen zur Verfügung. Ein häufiger Wirkstoffwechsel wäre im Hinblick auf die Kontamination des Grund- und Oberflächenwassers mit bestimmten Pflanzenschutzmitteln, aber auch wegen der Entwicklung resistenter Unkrautarten wünschenswert. Vom Maisanbau ist bekannt, daß ein Wirkstoffwechsel (z.B. Ersatz des Atrazins) fast nie durchgeführt wurde, was zu erheblichen Problemen geführt hat (AMMON & DIERAUER 1986, NORDMEYER 1990). Es stellt sich die Frage, inwieweit im Getreide auf lange Sicht mit den gleichen Schwierigkeiten gerechnet werden muß (AMMON & DIERAUER 1986).

Grundsätzlich sind bei der Wahl der Herbizide solche mit günstigem Versickerungsverhalten zu bevorzugen (KEES 1990a); hierbei handelt es sich in der Regel um Präparate ohne W- Auflage. Diese Forderung gilt insbesondere für grundwassersensible Standorte. Kritisch sind allerdings auch Präparate mit dem Wirkstoff Terbutylazin zu bewerten, die zwar keine W- Auflage haben, jedoch wegen der Mobilität des Hauptabbauproduktes nicht unbedenklich sind (KEES 1990 a). Es muß noch erwähnt werden, daß Präparate ohne W- Auflage häufig höhere Kosten verursachen.

Nach KEES und LUTZ (1991) ist besonderes Augenmerk auf die Produkte aus der Gruppe der Sulfonylharnstoffe zu richten. Diese Mittel versprechen Fortschritte hinsichtlich günstiger Umwelteigenschaften, wie rascher Wirkungsabbau, geringe Grundwassergefährdung und häufig geringer Toxizität. Präparate aus dieser Wirkstoffgruppe stehen seit 1991 sowohl für die Anwendung im Mais als auch im Getreide zur Verfügung. Allerdings wurden auch Nachbauprobleme für einige Wirkstoffe bekannt, bedingt durch zu geringen Abbau.

Für eine Reduzierung der flächenbezogenen Wirkstoffmenge sind unterschiedliche Wege möglich:

- Bei der Flächenbehandlung durch Anwendung reduzierter Aufwandmengen im frühen Jugendstadium der Unkräuter; dabei können insbesondere Kontaktherbizide um 25- 35 % reduziert werden (KEES & LUTZ 1991). In Einzelfällen ist eine Reduzierung der Aufwandmenge bis zu 60 % möglich (BETZ 1990).

Durch genaue Bestandsbeobachtung hinsichtlich der Artenzusammensetzung, wobei die höhere der angegebenen Aufwandmengen häufig nur gegen schwer zu bekämpfende Arten erforderlich ist.

Durch Anwendung des Splitting- Verfahrens mit Vorlage von 50-60 % der Standardmenge im frühen Nachauflauf und Prüfung der Notwendigkeit der Nachbehandlung, die nur bei Bedarf erfolgt. Bei vereinzeltem Auflauf der Unkräuter bietet sich das Splitting-Verfahren ohnehin an.

Durch Optimierung der Aufwandmenge mit Hilfe spezieller Formulierungshilfsstoffe, wie dies z.B. bei "Duogranol" (Pyridate + Bromoxynil) gelungen ist, wo bei der Tankmischung mit diesen Mitteln deutliche Wirkstoffeinsparungen bei gleicher Herbizidleistung möglich waren (KEES und LUTZ 1991). Nach DE RUITER (1991) wird durch den Zusatz dieser Hilfsstoffe die biologische Aktivität vieler Präparate erhöht. So kann die Dosierung eines Herbizids auf bis zu 25 % der normalen Dosis vermindert werden, ohne daß die biologische Aktivität verschlechtert wird.

Grundsätzlich sind wegen des günstigeren Wirkstoffabbaus Nachauflaufverfahren zu bevorzugen und Bekämpfungsmaßnahmen im Voraufverfahren nach Möglichkeit zu vermeiden (KEES und LUTZ 1991).

Von einer weiteren Möglichkeit, den Herbizidaufwand zu verringern, berichtet BARTELS (1990). Er applizierte sehr niedrige Aufwandmengen unmittelbar nach einem Regenereignis (normalerweise soll ein Sonnentag bis zum Herbizideinsatz abwartet werden). Es wurde nachgewiesen, daß man unter solchen Witterungsbedingungen 50 % der üblichen Aufwandmenge zu gleichen Ergebnissen führen kann. Zu diesem Verfahren sind z.Z. noch weitere Untersuchungen notwendig, so daß eine anschließende Empfehlung für die Praxis bisher nicht abgeleitet werden kann.

#### **6.1.7 Verringerung der Abdrift**

Bei der Ausbringung von Herbiziden gelangt nur ein Teil innerhalb der Behandlungsfläche zur Anlagerung. In Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen und vom Applikationsverfahren mit den jeweiligen gerätetechnischen Kenndaten entsteht Abdrift (SCHMIDT 1990). Definitionsgemäß handelt es sich bei der direkten Abdrift "um den Anteil der ausgebrachten Wirkstoffmenge, der während des Spritzvorgangs durch horizontale und vertikale Luftbewegungen aus der Behandlungsfläche herausgetragen wird. Er schwebt in der Luft und kann über größere Distanzen verfrachtet

werden oder setzt sich als Bodensediment in der unmittelbaren Umgebung ab" (RIPKE & WARNECKE-BUSCH 1991). Ein späterer Wirkstoffverlust durch Verdampfen ist als indirekte Abtrift zu bezeichnen (GANZELMEIER 1986).

Die Abtrift bedeutet eine zusätzliche Belastung von Boden, Pflanze, Atmosphäre und Gewässern. In dem Maße, in dem die Spritzflüssigkeit die Zielfläche nicht erreicht, muß die Aufwandmenge erhöht werden (MAAS & KRASEL 1988). Aus den genannten Gründen sollte die Abtrift so gering wie möglich gehalten werden.

Das Ausmaß der Abtrift wird bestimmt durch (MAAS & KRASEL 1988, GANZELMEIER 1990c):

- das Applikationsverfahren (Art des Gerätes, Teilchenbildungsvorgang, Düsentyp, Düsendruck etc.),
- die meteorologischen Bedingungen (Windgeschwindigkeit, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit),
- die topographischen Bedingungen,
- die Eigenschaften der verwendeten Pflanzenschutzmittel (Wirkstoff und Wirkstoffträger, Formulierung, Additive).

#### **6.1.7.1 Applikationsverfahren**

Eine Herbizidanwendung zum optimalen Zeitpunkt kann eine deutliche Reduzierung des Aufwands bedeuten. Besonders im Frühjahr, bei zum Teil schlecht befahrbaren Böden, setzt die Unkrautbekämpfung leichte Geräte und kleine Behälter voraus. Um dennoch eine hohe Schlagkraft zu gewährleisten, muß mit niedrigen Wasseraufwandmengen gearbeitet werden. Außerdem läßt sich mit der Reduzierung der Wasseraufwandmenge oft auch die Dosierung verringern. Je geringer aber die Wasseraufwandmenge und die hiermit verwendeten, kleinen Düsenmundstücke, die wiederum kleinere Tropfen erzeugen, um so größer ist die Gefahr der Abtrift (SCHMIDT 1990, LUMKES 1991).

#### **Konventionelle Feldspritzgeräte**

Bei den konventionellen Flachstrahldüsen wird eine entscheidende Abtriftverringern durch große Düsenquerschnitte bei niedrigem Druck erreicht. Die hierzu benötigte Wasseraufwandmenge beträgt 300-400 l/ha bei Fahrgeschwindigkeiten von 6 km/h grobtropfige und abtriftfreie Applikation ist mit Universal-, Mehrbereichs- bzw. Niederdruckdüsen möglich (GANZELMEIER 1990 b, c). Die oben erwähnten Mehrbereichsflachstrahldüsen (Bezeichnungen z.B. "XR" oder "LU") haben sich bereits auf breiter Ebene durchgesetzt und eignen sich mit den entsprechenden Mundstücken für



einen Wasseraufwandbereich von 150- 400 l/ha. Diese Flachstrahldüsen lassen sich mit niedrigen Betriebsdrücken von 1,5- 2,0 bar einsetzen.

So sind gute Voraussetzungen für ein Tropfenspektrum mit akzeptablem Feintropfenanteil zu erwarten (RIPKE und WARNECKE-BUSCH 1991). Verwendet man einen solchen Düsentyp mit 1,5 bar, 150 l Aufwandmenge/ha und einer Tropfengröße von etwas mehr als 200 Mikrometer kann der Windeinfluß erheblich verringert und zudem mit vermindertem Herbizidaufwand gearbeitet werden (LUMKES 1991 a).

Neuere Entwicklungen sind die "Antidrift"- und die "Servodrop"-Düsen. Eine andere Technik ermöglicht einen reduzierten Feintropfenanteil, der auch bei Wasseraufwandmengen unter 200 l/ha selbst im Bereich der ersten 5 m neben der Behandlungsfläche eine überzeugende Abtrifftfestigkeit gewährleistet (RIPKE und WARNECKE- BUSCH 1991).

### **Feldspritzgeräte mit Luftunterstützung**

Mit hohem technischen Aufwand erreichen die luftunterstützten Systeme "Airtec", "Degania", "Hardi Twin" und "Airjet" relativ niedrige Abtriftwerte bei nur 120 l Wasseraufwand/ha. Auf dem Boden neben der Spritzbahn finden sich bis zu 4 m/s Windgeschwindigkeit nur geringfügige Mengen verschwebender Pflanzenschutzmittel. Dies wird mit Hilfe eines senkrecht gerichteten Trägerluftstroms erreicht, der in Fahrtrichtung gesehen hinter den Düsen die nach hinten abgelenkten und verschwebenden Feintropfen erfaßt und nach unten drückt. Beim Airtec- System werden Luft und Flüssigkeit in der Düse vermischt (RIPKE und WARNECKE- BUSCH 1991). Im Gegensatz zu den einfachen und dennoch sehr abtrifftesten Antidrift- und Servodrop- Düsen kommt bei den luftunterstützten Systemen aber neben der reinen Abtriftverminderung ein Verteilungs- und Benetzungseffekt hinzu. Im Hinblick auf mögliche Verbesserungen der biologischen Wirkung muß dieser noch näher untersucht werden und in zukünftige Praxisbewertungen mit einfließen. Aufgrund der geringen Wasseraufwandmenge läßt sich bei den beschriebenen Systemen die Dosierung der Pflanzenschutzmittel vermindern.

Spritzen, die mit Luftunterstützung arbeiten, sind wesentlich teurer als Standardspritzen mit Schlitzdüsen. Die oben schriebenen Systeme werden zur Zeit in der Praxis geprüft (LUMKES 1991, WARNECKE- BUSCH 1991).

### **Feldspritzgeräte mit Gestängeabdeckungen**

Bei diesen Geräteausführungen ist das Spritzgestänge mit einer Abdeckung versehen, die quer über die gesamte Spritzbalkenbreite reicht und sich bis zum Boden erstreckt. So kann Wind auf den Tropfentransport kaum Einfluß nehmen. In den USA und in Kanada sind diese Geräte seit längerer Zeit im Einsatz. Als besondere Vorteile gelten die Vermeidung von Abtrift, die Möglichkeit der Pflanzenschutzmittelausbringung bis zu 11 m/s Windgeschwindigkeit und die Einsparung von Pflanzenschutzmitteln (ANONYM 1988, zit. in GANZELMEIER 1990 b). Erste Versuche mit

Feldspritzen mit Gestängeabdeckungen eines deutschen Herstellers erfolgten 1990 (GANZELMEIER 1990 b).

### **Selbstfahrgesetz mit großen Spurweiten**

Von großem Interesse sind auch Selbstfahrgesetze mit großen Spurweiten (bis 12 m), deren Querrahmen zur Aufnahme und Kombination verschiedener Werkzeuge und Aggregate geeignet ist. Der Vorteil dieser Maschinen liegt u.a. auch darin, daß z.B. Hack- und Spritzgeräte gezielt geführt werden können. Die genaue Führung der Aggregate erlaubt eine sehr exakte und sparsame Dosierung der Pflanzenschutzmittel (ggf. auch punktuell), weshalb kaum Abtrieb zu befürchten ist. Das Gesetz wurde in den letzten Jahren in Holland getestet (VAN ZUYDAM 1989, zit. in GANZELMEIER 1990 b).

Die Fahrgeschwindigkeit bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln sollte, insbesondere beim Einsatz der konventionellen Feldspritzgeräte, nicht mehr als 6 km/h betragen, da durch die Vorwärtsbewegung des Spritzgerätes die senkrecht abgespritzten Tropfen auch in der ruhig stehenden Luft, z.B. bei Windstille, aus der vertikalen Luftbewegung zunehmend nach hinten weggedrückt werden und ihr Weg bis zur Zielfläche räumlich und zeitlich länger wird. Dieser Effekt wird bei Fahrgeschwindigkeiten über 6 km/h noch verstärkt und führt besonders in Verbindung mit kleinen Düsen und Tropfengrößen oft zu meterlangen Tropfenschleiern hinter dem Spritzgestänge. Die schwebenden Tropfen dringen praktisch nicht in den Pflanzenbestand ein, sondern verwehen oder verdunsten. Zu hohe Fahrgeschwindigkeiten führen demzufolge zu vermehrter Abtrieb (KOCH 1989, RIPKE & WARNECKE-BUSCH 1991).

Abschließend muß hier noch dringend darauf hingewiesen werden, daß nur einwandfrei gewartetes Pflanzenschutzgesetz (Auslieferung, Gerätekontrolle) zum Einsatz kommen darf.

### **6.1.7.2 Meteorologische Bedingungen**

Entscheidend für das Ausmaß der direkten Abtrieb ist die Witterung. Beim Einsatz herkömmlicher Feldspritzgeräte mit Flachstrahldüsen müssen im Hinblick auf eine abtriebsarme Applikation Spritzeinsätze bei mehr als 5 m/s Windgeschwindigkeit am Boden unbedingt vermieden werden. Möglichst windstille, thermikfreie Wetterlagen bilden eine gute Voraussetzung für eine umweltschonende, verlustarme Applikation und sind auch Grundlage für eine Verminderung des Pflanzenschutzmittelaufwandes. Die günstigsten Bedingungen sind in den Morgen- und Abendstunden gegeben, da die Windgeschwindigkeiten zwischen 10.00 und 18.00 Uhr normalerweise schon relativ hoch sind. Außerdem herrschen morgens und abends niedrigere Temperaturen, und die Luftfeuchtigkeit ist höher, wodurch die Verdunstung kleiner Tropfen vermindert wird. Bei zuneh-

mender Luftbewegung sollte im Interesse einer hohen Applikationsqualität die Behandlung eingestellt oder mit größerer Wassermenge und anderen Düsen fortgesetzt werden (KOCH 1989).

Tab. 6-6: Einteilung der Windstärke nach BEAUFORT; nach KOCH (1989)

Windstärke nach BEAUFORT	Windgeschwin- digkeit in m/s	Auswirkungen des Windes
0 - Windstille	0 - 0,3	Rauch steigt gerade empor
1 - leichter Zug	0,3 - 1,5	Windrichtung nur durch Rauch erkennbar
2 - leichte Brise	1,6 - 3,3	Wind im Gesicht fühlbar, Blätter säuseln
3 - schwache Brise	3,3 - 5,4	Blätter und Zweige bewegen sich

Zur Messung der Windgeschwindigkeit und der Luftfeuchtigkeit wird ein Schalenanemometer und ein Hygrometer, ggf. in Verbindung mit einer Wetterstation benutzt (RESCHKE 1989, RIPKE und WARNECKE-BUSCH 1991). Da die Angabe der Windgeschwindigkeit nur eine Richtgröße ist und Wind zudem in der Regel nicht gleichmäßig, sondern böig weht, empfiehlt KOCH (1989) zur Abschätzung des Abtriftrisikos die BEAUFORT-Skala (Tab. 6-6).

Bereits bei Windstärke 3 ist abtriftarme Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln nicht mehr gewährleistet (KOCH 1989).

### 6.1.7.3 Topographische Bedingungen

Bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mit Feldspritzgeräten führen Bodenunebenheiten oft zu starken Schwankungen des Spritzgestänges und so zu größeren Abständen als der angestrebte Sollabstand von 50 cm zwischen Düsen und Behandlungsfläche. Eine Änderung der Querverteilung der Düsen ist die Folge. Unter Windeinfluß kommt es mit zunehmender Gestängehöhe zu einer immer weiteren Verfrachtung der Spritztropfen, bei Windstille vergrößert sich lediglich die Spritzbreite. Bei z.B. 80 cm Gestängehöhe erscheint das Maximum der Verteilung 1 m seitlich der Düsenposition, ein beträchtlicher Teil der Spritzbrühe wird über mehrere Meter verteilt. Auf Bodenunebenheiten hat der Landwirt keinen Einfluß; er kann aber dafür Sorge tragen, daß die Gestängehöhe optimal eingestellt ist und Bekämpfungsmaßnahmen nur bei den oben beschriebenen Witterungsverhältnissen durchgeführt werden (SCHMIDT 1990).

#### 6.1.7.4 Bewertung der Geräteentwicklung

Mit den neuen Geräteentwicklungen kann die Belastung der Umwelt durch fehlgeleitete Pflanzenschutzmittel reduziert werden. Weiterhin ist positiv zu bewerten, daß bei den neuen Systemen mit feineren Tropfen gearbeitet werden kann, was häufig eine Verminderung der Dosierung ermöglicht (für die es bisher aber aufgrund fehlender Versuchsergebnisse noch keine gültigen Empfehlungen gibt). Auch wenn von den angesprochenen Geräteausführungen noch nicht alle in der Praxis eingesetzt werden, zeichnet sich doch ab, daß es eine Vielzahl von Möglichkeiten gibt, die Geräte effizienter und umweltgerechter zu machen. Ein Vergleich zwischen den neuen und den herkömmlichen Systemen zeigt, daß bei optimaler Geräteeinstellung und bestimmungsgemäßem, sachgerechten Einsatz der konventionellen Systeme, Pflanzenschutz mit geringem Verlustanteil durch Abtritt und häufig eine Reduzierung der Dosis erfolgen kann (GANZELMEIER 1990 b, LUMKES 1991).

#### 6.1.8 Mechanische Unkrautbekämpfung

Zur Reduzierung der Verteilung von Herbiziden in andere Umweltkompartimente rücken mechanische Unkrautbekämpfungsmaßnahmen wieder zunehmend in den Vordergrund. Neben der gezielten Unkrautbekämpfung erfolgt durch mechanische Maßnahmen auch eine wirksame Bodenlockerung (Ausnahme: Abflammen). Die Durchlüftung der obersten Bodenschichten verbessert den Gasaustausch, kann Verkrustungen und Verschlämmungen an der Bodenoberfläche verhindern und, insbesondere auf strukturschwachen Böden, zu einer spürbaren Verbesserung der Pflanzenentwicklung beitragen (ESTLER 1988). Nachteile können sich allerdings daraus ergeben, daß ein neues Saatbett für Unkräuter bereitet wird und daß die Gefahr von Erosions- und Frostschäden zunehmen kann (LOHUIS 1990).

Bei der außerordentlich großen Vielfalt der Standortbedingungen in den landwirtschaftlichen Betrieben muß sehr genau differenziert werden, welche Technik angewendet werden kann und welche Erfolge bei den einzelnen Maßnahmen zu erwarten sind (ESTLER 1988).

Die mechanische Unkrautbekämpfung erfolgt auf Ackerland meist in Form von Bodenbearbeitung, wobei häufig nicht die Unkrautbekämpfung im Vordergrund steht, sondern einen willkommenen Nebeneffekt darstellt. Auch bei den heute eingesetzten Verfahren handelt es sich im wesentlichen um alte Techniken. Die Geräte arbeiten nach dem Prinzip des Vergrabens, Verschüttens, Ausreißens oder Abschneidens, wobei mittlerweile die Schlagkraft durch die stärkeren Schlepper, die größere Arbeitsbreiten erlauben, erheblich zugenommen hat (HURLE & KEMMER 1987).



#### 6.1.8.1 Vorbeugende Maßnahmen

Die jährliche Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug ist eine seit langem bewährte Maßnahme zur Verringerung des Unkrautbesatzes (HURLE & KEMMER 1987, ESTLER 1988). Durch die wendende Bodenbearbeitung werden insbesondere ausdauernde Unkrautarten empfindlich gestört und vorhandener Unkrautwuchs beseitigt. So konnte STEINER (1987, zit. in ESTLER 1988) in umfangreichen Untersuchungen nachweisen, daß der Queckenbesatz nach Pflügen nur ca. 25 % des Besatzes nach Grubbern betrug. Durch die wendende Arbeitsweise werden aber auch frisch ausgefallene Unkrautsamen vergraben, was bei Samen mit kurzer Lebensdauer wie z.B. Windhalm oder Flughafer zum Absterben eines großen Teils der Samen führt. Das gleiche gilt für Ausfallgetreide (HURLE & KEMMER 1987). Durch eine gezielte Grundbodenbearbeitung können somit günstige Voraussetzungen für eine Reduzierung des Unkrautdruckes geschaffen werden (ESTLER 1988).

#### 6.1.8.2 Unkrautbekämpfung in Reihenkulturen

Reihenkulturen stellen einen besonders wichtigen Anwendungsbereich für mechanische Pflegemaßnahmen dar. In diesen Kulturen besteht, besonders im Jugendstadium der Kulturpflanzen infolge der fehlenden Bodenbedeckung, erhöhte Verunkrautungsgefahr sowie eine Gefährdung der ungeschützten Bodenoberfläche durch Verkrustungen und Verschlammungen (LOHUIS 1990). Es gibt eine Vielzahl von speziell für den Einsatz in Reihenkulturen konzipierten Geräten. Mit diesen kann praktisch in allen Entwicklungsstadien der Hauptfrucht gearbeitet werden. Lediglich das "Schließen der Bestände" setzt dem Einsatz eine Grenze. Die gesteuerten und selbstführenden Hackmaschinen sowie sämtliche abrollenden bzw. von der Schlepperzapfwelle angetriebenen Geräte bearbeiten den Bereich zwischen den Pflanzenreihen, wobei auf jeder Seite der Pflanzenreihe ein unbearbeiteter Sicherheitsstreifen verbleiben muß. So werden Verletzungen am Wurzelsystem und den oberirdischen Pflanzenteilen der Kulturpflanzen vermieden und ebenso negative Auswirkungen auf die Pflanzenentwicklung und den Ertrag. Um die Restverunkrautung so gering wie möglich zu halten, sollte der unbearbeitete Streifen schmal sein (ESTLER 1988).

In Versuchen im Mais mit verschiedenen Geräten zur mechanischen Unkrautbekämpfung konnte gezeigt werden, daß der Bekämpfungserfolg zwischen den Maisreihen je nach Gerät zwischen 75-95 % lag. Der Erfolg in den Maisreihen war begrenzt; er erreichte aber mit Geräten mit anhäufelnden Effekten noch einen Wirkungsgrad von maximal 65 %. Dies kann bei schwacher Verunkrautung zur Ertragssicherung ausreichen (KEES & LUTZ 1991).

Ein besonderes Verfahren für Reihenkulturen stellt die thermische Unkrautbekämpfung dar. Hierbei werden die Unkräuter mit Hilfe einer offenen Flamme (direkte Abflammung) oder von Infrarotstrahlern (indirekte Abflammung) abgetötet. Durch Kombination mit einem mechanisch wirkenden Hack- oder Häufelwerkzeug kann eine mechanisch-thermische Ganzflächenbehandlung erfolgen (HOFFMANN 1990). Das Verfahren "Bandflammen + Hacken" wurde 1990 im Mais an verschiedenen Standorten geprüft. Der Bereich zwischen den Reihen wurde mechanisch bearbeitet, während die Unkräuter in der Reihe abgeflammt wurden. Die Ergebnisse waren unterschiedlich. Nach KEES & LUTZ (1991) ist das Verfahren aufgrund hoher Gesamtkosten und geringer Schlagkraft im konventionellen Maisanbau kaum vertretbar. Dagegen fand HOFFMANN (1990), daß sich ganzflächige, mechanisch-thermische Maßnahmen unter Berücksichtigung des damit verbundenen Hackeffektes durchaus als konkurrenzfähig erweisen können. Sicherlich kann das Verfahren noch nicht allgemein empfohlen werden; auf grundwassersensiblen Standorten könnte es aber in Zukunft nach weiterer Prüfung in der Praxis eine Alternative zur chemischen Unkrautbekämpfung darstellen. In der Tab. 6-7 sind die Vor- und Nachteile der einzelnen Geräte zusammengestellt.

Tab. 6-7: Vor- und Nachteile verschiedener Geräte für die Bekämpfung von Unkräutern in Reihenkulturen; nach LOHUIS (1990), (verändert)

Maschine	Vorteile	Nachteile
Federzahnegge	<ul style="list-style-type: none"> <li>- mit Gänsefußscharen eine bessere Wirkung gegen Unkräuter und besser in der Tiefe einstellbar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- durch den Einsatz von Gänsefußscharen genug Abstand zu den Reihen einhalten</li> </ul>
gesteuerte Hackgeräte	<ul style="list-style-type: none"> <li>- je nach Maschine eine intensive Unkrautbekämpfung oder Bodenbearbeitung</li> <li>- auf fast allen Bodenarten einsetzbar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- je nach Kultur ein mehr oder weniger breiter unbehandelter Streifen</li> </ul>
selbstgesteuerte Hackgeräte	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Einmannmaschinen</li> <li>- einsetzbar bis zu einer Pflanzenhöhe von ca. 70 cm</li> <li>- bekämpft Unkräuter und lockert den Boden</li> <li>- hohe Fahrgeschwindigkeit (6 - 8 km/h) dadurch hohe Arbeitsleistung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gefahr der Beschädigung von Pflanzen und Wurzeln</li> <li>- genügend Abstand zur Kultur einhalten</li> <li>- bekämpft Unkräuter in der Reihe nicht</li> </ul>

Maschine	Vorteile	Nachteile
Sternhackgeräte	<ul style="list-style-type: none"> <li>- einfacher, robuster Bau</li> <li>- Einmannmaschinen</li> <li>- Arbeitsbreite gut einstellbar</li> <li>- hohe Fahrgeschwindigkeit und Arbeitsleistung</li> <li>- vor allem für leichtere Böden ohne Kruste</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- beschränkte Arbeitstiefe</li> <li>- geeignet für die Bekämpfung von Samenunkräutern</li> <li>- genügend Abstand zur Kultur einhalten</li> </ul>
Reihenfräsen	<ul style="list-style-type: none"> <li>- sehr intensive Bearbeitung</li> <li>- Bearbeitungseffekt beeinflussbar durch Regelung der Tourenzahl</li> <li>- Arbeitsbreite gut einstellbar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- teure Maschine</li> <li>- auf leichten Böden zu intensive Bearbeitung und Verschlämmungsgefahr</li> </ul>
Reihenbürsten	<ul style="list-style-type: none"> <li>- wenig Schaden an Pflanzen</li> <li>- kleine unbearbeitete Streifen</li> <li>- Unkräuter werden herausgezogen und zugedeckt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- nur bei trockener Witterung einsetzbar</li> <li>- Samenunkräuter werden gut, Wurzelunkräuter schlecht bekämpft</li> <li>- beschränkte Arbeitsleistung durch niedrige Fahrgeschwindigkeit</li> </ul>

### 6.1.8.3 Unkrautbekämpfung in Flächenkulturen

Bei der mechanischen Unkrautbekämpfung im Getreide besteht eine enge Wechselwirkung zwischen der Art der Maschine (Abstand und Länge der Zinken, Gewicht), der Arbeitsgeschwindigkeit und dem Bekämpfungsergebnis. Eine mechanische Unkrautbekämpfung sollte nur dann erfolgen, wenn die Kulturpflanzen wenig beschädigt werden. Dies kann zu Problemen führen, sobald der für die Unkrautbekämpfung günstigste Termin nicht mit dem Zeitpunkt zusammenfällt, der für die Kulturpflanzen am wenigsten schädlich ist (LOHUIS 1990).

Für eine Unkrautbekämpfung im Getreide kommen in erster Linie Eggen in Frage; der Einsatz von Hackgeräten ist durch die geringen Reihenabstände fast unmöglich, da die Gefahr, Wurzeln zu beschädigen und das Pflanzenwachstum zu hemmen, sehr groß ist. Um einen höchstmöglichen Wirkungsgrad zu erzielen, sollte die erste mechanische Unkrautbekämpfung so früh wie möglich erfolgen. Weizen z.B. verträgt den Einsatz von Striegel und Netzegge ab Stadium EC 07 bis EC 29 gut; dennoch sollte zum Ausgleich von Striegelverlusten die Aussaatstärke um 10 % erhöht werden (BÖHRNSEN & BRÄUTIGAM 1990). Ausschlaggebend für eine Reduktion bis unter die Schadensschwelle ist neben dem Wirkungsgrad der Geräte aber auch die Stärke der Ausgangsverunkrautung und die Artenzusammensetzung (AMMON & DIERAUER 1986, BÖHRNSEN & BRÄUTIGAM 1990, LOHUIS 1990). Samenunkräuter können, sofern der Zeitpunkt richtig gewählt wird, mit einer Egge gut bekämpft werden. Bei Wurzelunkräutern ist die Bekämpfung aufgrund der beschränkten Arbeitstiefe und der kämmenden Wirkung häufig unbefriedigend (Tab. 6-8) (LOHUIS 1990).

Tab. 6-8: Vor- und Nachteile verschiedener Geräte für die Bekämpfung von Unkräutern in Getreidekulturen; nach LOHUIS (1990), (verändert)

Maschine	Vorteile	Nachteile
Unkraut-, Federzahn- und Netzeggen	<ul style="list-style-type: none"> <li>- breit einsetzbar</li> <li>- große Arbeitsbreite möglich</li> <li>- geringes Eigengewicht, wenig Zug- und Hubkraft nötig</li> <li>- einfache Konstruktion, einfache Einstellung</li> <li>- relativ billig und wenig anfällig für Störungen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Beschädigung der Kultur schlecht zu verhindern</li> <li>- Einsatz nur in bestimmten Stadien der Kultur möglich</li> <li>- geringe Arbeitstiefe, daher wenig wirkungsvoll gegen Wurzelunkräuter</li> <li>- geeignet für leichte, nicht ver-schlämmte Böden</li> </ul>
gesteuerte Hackgeräte	<ul style="list-style-type: none"> <li>- gute Bodenlockerung</li> <li>- Bearbeitungstiefe einstellbar</li> <li>- bei ausreichendem Reihenabstand und Einsatz von Gänsefußscharen gute Bekämpfung von Wurzelunkräutern</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- minimaler Reihenabstand 15 cm</li> <li>- beschränkter Effekt auf Unkräuter</li> <li>- bei größeren Pflanzen Gefahr von Beschädigung, Lücken im Bestand und Ertragsverlusten</li> </ul>



Versuche von BÖHRNSEN & BRÄUTIGAM (1990) in Winterweizen zeigten, daß durch die mechanischen Verfahren Bekämpfungserfolge bei dikotylen Arten (Keimling-2-Blattstadium) bis zu 85 % möglich sind. Dikotyle nach dem 2-Blattstadium (ohne Kamille- Arten) ließen sich im besten Fall um 63 % reduzieren. Bei Windhalm konnte bis zu 57 % Reduktion erreicht werden. Andere Autoren geben ähnliche Ergebnisse an, je nach Art der eingesetzten Maschine (SCHMID & STEINER 1986). Versuche von BÖHRNSEN & BRÄUTIGAM (1990) haben gezeigt, daß durch den Einsatz von Striegel und Netzegge möglicherweise höhere Nettoerlöse erzielt werden können, obwohl der Wirkungsgrad gegenüber Herbiziden geringer war, da die Kosten für mechanische Verfahren um 64 % geringer waren als für die chemischen. In Feldern mit schwachem Unkrautbesatz und konkurrenzfähigen Getreidebeständen kann eine mechanische Bekämpfung allein zu einer ausreichenden Wirkung führen (AMMON & DIERAUER 1986).

#### **6.1.8.4 Bewertung der mechanischen Unkrautbekämpfung**

Es wurde deutlich, daß mit einer modernen Gerätetechnik vielfältige und aussichtsreiche Möglichkeiten bestehen, eine wirksame Unkrautbekämpfung unter teilweisem Verzicht auf Herbizide durchzuführen. Es darf hierbei aber nicht übersehen werden, daß bei ausschließlicher mechanischer Unkrautbekämpfung das gesamte Produktionssystem auf Unkrautunterdrückung ausgerichtet werden muß. In der konventionellen Landwirtschaft sind den mechanischen Verfahren durch verschiedene Probleme Grenzen gesetzt.

So wird der Einsatz immer dann problematisch sein, wenn der günstigste Zeitpunkt für die Bekämpfung der Unkräuter und der mögliche Anwendungszeitpunkt aus der Sicht des Entwicklungsstadiums der Kulturpflanzen nicht übereinstimmen. Es gilt darüberhinaus bei möglichst trockenen Verhältnissen zu arbeiten, um ein rasches Abwelken der Unkrautpflanzen und eine geringe Schädigung der Bodenstruktur zu erreichen. Die Einsatzspanne für mechanische Unkrautbekämpfungsgeräte kann dann erheblich schrumpfen (BÖHRNSEN & BRÄUTIGAM 1990).

In Reihenkulturen besteht das Hauptproblem darin, daß beidseits der Pflanzenreihen ein unbearbeiteter Sicherheitsstreifen bleiben muß. Hinzu kommt, daß mit zunehmender Pflanzenentwicklung die nutzbare Hackstreifenbreite abnimmt. Eine Alternative bietet in Reihenkulturen das Verfahren "Bandspritzung + Hacken".

Im Getreide schmälert die verstärkte Anwendung der Engreihen-, Band- und Breitsaat den Erfolg der mechanischen Verfahren. Bei diesen Saatechniken ist eine erhöhte Gefahr von Pflanzenverlusten gegeben, die nicht bei allen Standortverhältnissen durch erhöhte Saatstärken ausgeglichen

werden können (BÖHRNSEN & BRÄUTIGAM 1990). Wirksame mechanische Geräte erfordern Reihendistanzen möglichst über 15 cm, die nicht nur vom Ertragspotential, sondern auch im Hinblick auf die Verunkroutungsgefahr durch die geringe Konkurrenzkraft des Getreides zu beurteilen sind (AMMON & DIERAUER 1986). Eine Möglichkeit zum besseren Einsatz von mechanischen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen bietet im Getreide evtl. die Saat in Doppelreihen. Dadurch, daß bei diesem Verfahren die einzelnen Reihen der Doppelreihe nur 5 cm voneinander entfernt sind, entsteht zwischen den Doppelreihen ein Abstand von 25- 30 cm, der über einen relativ langen Zeitraum den Einsatz der Hackmaschine oder Unkrautbürste ermöglicht. Auf die Anwendung von Herbiziden kann so unter Umständen verzichtet werden (HURLE & KEMMER 1987).

#### **6.1.9 Restmengen**

Die Beseitigung von Restmengen, z.B. unbrauchbar gewordene Präparate oder Reste von Behandlungsflüssigkeiten, muß in jedem Fall so erfolgen, daß die Umwelt nicht nachteilig beeinflusst wird.

- Unbrauchbar gewordene Präparate sollten, so weit wie möglich, an Handel oder Hersteller zurückgegeben werden.
- Restmengen früher zugelassener Präparate, die zwischenzeitlich für die Anwendung verboten wurden und die Gefahrenbezeichnungen "XN" oder "Xi" tragen, sollten der örtlich ausgewiesenen Hausmüll beseitigungsanlage zugeführt werden. Präparate der Gefahrenbezeichnungen "T" oder "C" müssen direkt der Sonderabfallbeseitigung übergeben werden.

Da häufig Schwierigkeiten bei der Entsorgung von Präparatresten bestehen, organisieren in allen Bundesländern die für die Beseitigung von Abfällen zuständigen Körperschaften in regelmäßigen Abständen Abholaktionen an zentralen Orten. Dort werden unter sachkundiger Aufsicht Pflanzenbehandlungsmittelreste und -behälter aller Gefährdungsklassen angenommen (WACHENDORFF 1985).

Ein besonderes Problem ist die ordnungsgemäße Beseitigung übriggebliebener Behandlungsflüssigkeiten. Diese sollen mit Wasser mindestens im Verhältnis 1 : 10 verdünnt werden und auf der Behandlungsfläche ausgebracht werden. Auf keinen Fall dürfen solche Reste in Gewässer, Abflüsse, Entwässerungs- oder Straßengräben abgeleitet werden. Gleiches gilt für Spülwasser, die beim Reinigen der Geräte anfallen. Zum Zweck der Verdünnung gibt es Wassertanks, die auf dem Gerätebehälter sitzen und deren Wasservorrat am Ende des Spritzvorganges zur Verdünnung des

Spritzflüssigkeitsrestes dient. (KOHSEK 1986). Das hierfür benötigte Frischwasser wird über entsprechend positionierte Reinigungsdüsen in den Vorratsbehälter eingebracht und die dabei entstehende Strahlkraft zur Reinigung der Behälterinnenoberfläche genutzt (GANZELMEIER 1990b). Besser ist es in jedem Fall, nur soviel Behandlungsflüssigkeit anzusetzen, daß keine oder nur minimale Reste zurückbleiben. Je genauer aber die Schlaglänge und der Behälterinhalt bekannt sind, und je besser das Gerät eingestellt ist, um so genauer kann der Anwender die Spritzmittelmenge bestimmen und zubereiten.

Zur exakten Abstimmung der Spritzflüssigkeitsmenge auf die Größe der zu behandelnden Fläche sind an den neueren Behältern außen Füllstandsanzeigen angebracht, die genaue Ablesbarkeit des Behälterinhaltes bieten. Bei anderen Geräten läßt sich das eingefüllte Spritzflüssigkeitsvolumen mit Hilfe eines in den Füllschlauch integrierten Durchflußmessers elektronisch erfassen.

Bei anderen Geräten ("Agroinject") wird erst während der Ausbringung die Behandlungsflüssigkeit durch Zusammenführen von Wasser und Pflanzenschutzmittel erzeugt. So kann auf die Herstellung einer vorgefertigten Mischung im Vorratsbehälter verzichtet werden. Die erforderliche Pflanzenschutzmittelkonzentration wird vor Beginn der Behandlung der Gebrauchsanleitung entsprechend eingestellt und bleibt während des Spritzvorganges unverändert. Das System reagiert auf wechselnde Fahrgeschwindigkeiten durch Anpassung des Flüssigkeitsausstoßes der Düsen. Die Teile des Systems, die konzentrierte Pflanzenschutzmittel führen, sind vor Beendigung des Spritzvorganges mit Wasser durchzuspülen und zu reinigen. Leere Originalbehältnisse werden durch ein Kanister-Spülsystem gespült und die dabei anfallende Spülflüssigkeit wird auf der Behandlungsfläche ausgebracht. Auf diese Weise wird die Bildung von Restmengen vermieden.

#### **6.1.10 Kulturtechnische Maßnahmen zur Minimierung des Herbizid-Aufwands und zur Verringerung des PSM-Eintrages in die Vorfluter durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag**

Der Eintrag von PSM mit dem Oberflächenabfluß kann in unterschiedlichem Maße vom Landwirt direkt mitbeeinflusst werden.

Nicht bzw. nur mit großem Aufwand zu verändern sind Häufigkeit und Intensität der Niederschläge, die Geländegestalt, d.h. Neigung, Form und Länge des Hanges sowie die Erodierbarkeit des Bodens als Funktion von Korngrößenzusammensetzung und Bodenfeuchte.

Einen wirkungsvollen Erosionsschutz bietet eine ausdauernde Pflanzendecke wie Dauer- Grünland oder mehrjähriger Futteranbau. Beim Anbau von einjährigen Feldfrüchten bleiben die Äcker immer wieder über Wochen und Monate ohne ausreichende Bodenbedeckung. Das liegt einmal daran, daß der Boden vor der Aussaat in der Regel intensiv bearbeitet wird, um Fahrspuren, Vorfruchtreste und Unkraut von der Bodenoberfläche zu beseitigen und um mit einer Bodenlockerung günstiger

Voraussetzungen für bestimmte Säverfahren und das Wachstum der Feldfrüchte zu schaffen. Zum anderen ist der Bestand einer einjährigen Feldfrucht nur während weniger Wochen (je nach Kulturpflanzenart) vollständig geschlossen. Spät gesätes Wintergetreide schließt erst im Mai, Mais erst im Juni die Reihen. Während der winterlichen Regenperiode und im gewitterreichen Frühsommer liegen daher viele Ackerflächen ungeschützt da. Hierbei sind insbesondere die Zeiträume direkt nach der Applikation der PSM von besonderer Bedeutung.

Eine Hauptursache der Kontamination der Gewässer mit Herbiziden aber auch deren zunehmende Eutrophierung im Einzugsgebiet ist in der fortschreitenden Intensivierung und Rationalisierung der Feldwirtschaft zu suchen. Der zunehmende Einsatz leistungsfähigerer, aber auch schwerer Schlepper ist meist mit einem stärkeren Eingriff in das Bodengefüge verbunden. Zwar kann eine intensivere Bodenlockerung die Infiltration von Niederschlagswasser fördern, um so erosionshemmend zu wirken, doch vermindern gesteigerte Mineralisation von organischer Substanz in der lockeren Ackerkrume und Beimengung von humusarmen Unterboden zur Krume bei tieferer Bearbeitung den Humusgehalt und die Gefügestabilität des Bodens. Bei Starkregen auf unbedecktem Boden verschlämmt die Bodenoberfläche, und die Wasserversickerung wird verzögert. Auf geneigten Flächen beginnt dann das nichtversickerte Wasser zu fließen und spült bewegliche Bodenteilchen flächig, z. T. auch linienhaft ab.

Der Fahrverkehr auf dem Ackerland ist mit den vermehrten Pflege- und Düngungsmaßnahmen sowie den häufigeren Schwertransporten angestiegen. Dementsprechend haben infiltrationshemmende Bodenverdichtungen an Intensität und Umfang zugenommen. In den Fahrspuren läuft das Oberflächenwasser der Umgebung zusammen und löst den Oberflächenabfluß aus. Zusätzlich erosionsfördernd wirkt die Vergrößerung der Ackerschläge, wenn aus Gründen der Rationalisierung mehrere Feldstücke zusammengelegt werden. Damit ist auch in der Regel verbunden, daß arbeitserschwerende Hindernisse wie Hecken, Wege und Böschungen beseitigt werden. Diese bildeten aber ursprünglich zumeist einen wirkungsvollen Erosionsschutz.

Allgemein ist davon auszugehen, daß bestimmte Nutzungsarten eine größere Gefahr bzgl. des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln durch den Oberflächenabfluß mit sich bringen als andere. So ist z.B. der Maisanbau anders zu bewerten als getreidereiche Fruchtfolgen mit wenig Winterbrache und Hackfrucht, bzw. mit einem hohen Anteil bestimmter Zwischenfrüchte. Für die Beurteilung, welche Nutzung der Landwirtschaft auf Flächen im Einzugsgebiet tragbar oder empfehlenswert ist, gibt es kein absolut gültiges Bewertungssystem, vielmehr sind eine Vielzahl von Einflüssen und Randbedingungen zu beachten. Daher muß, bevor Nutzungsbeschränkungen in Erwägung gezogen werden, stets geprüft werden, ob es alternative Maßnahmen gibt, um ungünstige Nutzungseinflüsse auf die zu schützenden Gewässer zu vermeiden.



Wie die Befunde der PSM-Wirkstoffe in Gewässern zeigen, muß bei einem Herbizideinsatz die Verhinderung von Oberflächenabfluß für die Landbewirtschaftung neben der Erzielung von Erträgen eine vorrangige Aufgabe sein. Ein wesentliches Ziel aller landbaulichen Maßnahmen besteht dabei darin, das Niederschlagswasser in der Krume möglichst rasch zum Versickern zu bringen oder es in seinem Abfluß hangabwärts zu bremsen. Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer durch oberirdischen Abfluß, durch verantwortungsbewußten Umgang mit den Pflanzenschutzmitteln sowie durch landbaulich / landtechnische Maßnahmen verringert werden kann. Der effektivste Schutz der Gewässer ist hierbei, die Entstehung von Oberflächenabfluß und damit evtl. auch von Bodenerosion direkt am Entstehungsort zu verhindern. Die Möglichkeiten, die sich dem einzelnen Landwirt zur gezielten Reduzierung der Austräge durch Oberflächenabfluß bieten, werden im folgenden vorgestellt.

#### **6.1.10.1 Minimierung des PSM-Einsatzes und Austrages aus der Fläche durch Fruchtfolge, Sortenwahl und Aussaatzeitpunkt, Bestandsdichte und Düngung**

##### **Fruchtwechsel**

Die Nutzung des Ackerlandes erfolgt auf sehr unterschiedliche Weise. Betriebswirtschaftliche und pflanzenbauliche Erfordernisse legen im Betrieb das Anbau-, Ackerflächen- oder Fruchtartenverhältnis fest. Ökonomische und biologische Zwänge in der pflanzlichen Erzeugung führen zur Einhaltung der Fruchtfolge, die die zeitliche Aufeinanderfolge und die regelmäßige Wiederkehr der Feldfrüchte auf Schlägen regelt.

Hauptziel einer Fruchtfolge ist es, das Auftreten von Fruchtfolgeschäden als Sammelbegriff für verschiedene biologische Schädwirkungen, den Gareverlust im Boden, eine starke und oftmals einseitige Verunkrautung sowie das Massenaufreten bestimmter tierischer und pilzlicher Schaderreger zu verhindern oder mindestens einzuschränken.

Die jeweilige Gestaltung der Fruchtfolge ist für die Quantität und Qualität der Unkrautflora eines Feldes von entscheidender Bedeutung (BACHTHALER 1969, STURNY 1984). Winter- und Sommergetreide, Mais und Hackfrüchte weisen große Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Unkrautvegetation auf. Einseitige Fruchtfolgen, wie sie heute in der konventionellen Landwirtschaft die Regel sind, sind gekennzeichnet durch eine rasche Entwicklung spezifischer, meist überaus konkurrenzstarker Unkrautarten. In getreidestarken Fruchtfolgen herrschen in der Regel Samenunkräuter vor, während in hackfruchtreichen Rotationen allgemein Wurzelunkräuter dominieren (BACHTHALER 1969). Außerdem begünstigen einseitige Fruchtfolgen die Bildung herbizidresistenter Unkrautarten, vielfältige Fruchtfolgen mit Hackfrüchten, Mais und verschiedenen Getreidearten wirken sich hemmend auf die Unkrautentwicklung aus, da Unterschiede im Verlauf und in der Dauer der Bodenbedeckung bestehen (AMMON & DIERAUER 1986).

Die Kulturpflanzenarten wirken in charakteristischer Weise auf den Standort ein. Bei den spezifischen Einflüssen, die mit dem Anbau bestimmter Kulturpflanzen verbunden sind, handelt es sich überwiegend um die Bodenbearbeitung, die in der Produktionstechnik für eine bestimmte Pflanzenart notwendig wird, ferner um die Bodenbedeckung, die aus dem Wachstumsrhythmus der Art sowie der Intensität und Dauer der Bodenbedeckung resultiert und schließlich um die Menge an Rückständen, die nach dem Anbau der Kulturpflanze am Standort verbleiben und in den Boden gelangen (GEISLER 1987). So belastet Mais die Bodenstruktur auf Grund der nur kurzen Bodenbedeckung während der Vegetationszeit und den häufigen Schwierigkeiten bei der Ernte (feuchte Witterung), unter den hier relevanten Aspekten betrachtet, wesentlich stärker als Getreide. Entsprechend unterscheiden sich die einzelnen Kulturen hinsichtlich eines möglichen Bodenabtrags (Tab. 6-9).

Tab. 6-9: Relativer Bodenabtrag bei verschiedenen Kulturpflanzen gegenüber Schwarzbrache mit 1,0. (SCHWERTMANN 1980)

Rotklee	Getreide	Zuckerrüben	Silomais	Hopfen
0,02	0,08 - 0,11	0,29	0,51	0,9 - 1,0

In Teilen des Einzugsgebietes haben sich die Fruchtfolgen auf die aus betriebswirtschaftlicher Sicht rentablen Früchte des reinen Körnerfruchtanbaues von Mais und Getreide vereinfacht, während z.B. Zwischenfrüchte kaum noch angebaut werden. Humusverluste sowie Krumen- und Unterbodenverdichtungen können in vereinfachten Fruchtfolgen nur durch den Anbau "bodenschonender" Pflanzen wie Klee oder Luzerne beseitigt werden.

Der Auswahl geeigneterer Fruchtfolgen kommt daher in modernen Ackerbaubetrieben eine grundlegende Bedeutung zu. Dabei muß zwischen ökonomischen Zwängen und ackerbaulichen Aspekten abgewogen und ein tragbarer Kompromiß gefunden werden, wobei auf die bodenschonende Wirkung der einzelnen Fruchtfolgeglieder besonderer Wert zu legen ist.

Soll an der intensiven Bewirtschaftung mit den vorhandenen Anbauverhältnissen aus ökonomischen Gründen festhalten werden, so sind bei einer verengten Fruchtfolge zumindest durch den Einsatz von anderen Maßnahmen (z.B. pfluglose Bodenbearbeitung, Untersaaten beim Maisanbau, Anbau von Zwischenfrüchten) die Nachteile eines unausgeglichene Betriebssystems hinsichtlich eines möglichen Oberflächenabflusses zu vermindern.

#### Sortenwahl und Aussaatzeitpunkt

Die Konkurrenzkraft einer angebauten Sorte gegenüber Wildkräutern sollte stets so groß wie möglich sein, so kann schon hier ein sonst vorprogrammierter verstärkter Herbizideinsatz umgangen werden.

Eine späte Saat des Wintergetreides ist eine wirkungsvolle Maßnahme gegen Unkräuter. Wegen der tieferen Temperaturen keimen weniger Unkräuter und Ungräser; so wird eine Unkrautbekämpfung im Herbst überflüssig (WIJNANDS und BAUMANN 1990). Unnötig frühe Saattermine, die vor dem gebietsweise unterschiedlichen, aus pflanzenbaulicher Sicht optimalen Aussaatzeitpunkt liegen, führen zu vermehrtem Auflauf und zu einer starken Vorwinterentwicklung der Verunkrautung. Sie sollten vermieden werden, um nicht routinemäßig eine Voraufbehandlung mit Herbiziden durchführen zu müssen. Zudem sind Fröhsaaten einer erhöhten Gefährdung durch Mehltau (WAHMHOF und HEITEFUSS 1985 a) sowie Blattfleckkrankheiten, Halmbruchkrankheiten und Gelbrost ausgesetzt (WIJNANDS und BAUMANN 1990). Versuchen von RADICS (1988) zufolge fördert im Mais eine späte Aussaat (nach dem 10. Mai) den Massenzuwachs der meisten Unkrautarten.

### **Bestandsdichte**

Lückenlose Bestände dienen der Ertragsoptimierung und indirekt der Unkrautbekämpfung. In Bestandeslücken ist die Konkurrenz zwischen Unkräutern und Kulturpflanzen abgeschwächt oder ganz aufgehoben; die Unkräuter reagieren darauf mit entsprechenden Massenzuwächsen (NIEMANN 1990). In Versuchen von WAHMHOF & HEITEFUSS (1985 a) konnten Zuwachsraten des Unkrautdeckungsgrades von 300 % vom Vegetationsbeginn im Frühjahr bis zum Ende der Bestockung in dünnen, lückigen Beständen festgestellt werden. Wegen der engen Korrelation zwischen Pflanzenmasse und Samenbildung können Bestandeslücken auch nachhaltig die Populationsdynamik von Unkräutern beeinflussen (LESSING 1981, zit. in NIEMANN 1990).

Nach WAHMHOF & HEITEFUSS (1985 a) hat neben der Höhe des Kulturdeckungsgrades auch die Wüchsigkeit der Kulturpflanzen einen Einfluß auf das Unkrautwachstum. In schlecht wüchsigen Kulturpflanzenbeständen, die beispielsweise zu Vegetationsbeginn unter Staunässe oder Stickstoffmangel litten, ertrugen die Unkrautarten diese "Streßsituation" gut und entwickelten sich infolge mangelnder Kulturpflanzenkonkurrenz besser als in vergleichsweise wüchsigen Beständen.

Im Gegensatz zu lückigen Beständen sind lückenarme durch einen geringeren Lichteinfall gekennzeichnet. Lichtmangel ist aber ein wesentlicher Faktor zur Begrenzung von Unkrautwachstum und -entwicklung. Bei intensiver Beschattung sind die Unkräuter nicht in der Lage, selbst ein Überangebot der übrigen Wachstumsfaktoren auszunutzen. Lückenlose, dichte Bestände tragen so zur Unkrautfreiheit bei. Unter solchen Bedingungen reichen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen mit geringem Wirkungsgrad zur Ertragssicherung aus oder können ggf. ganz unterbleiben (NIEMANN 1990).

Schwellenwerte für die Lückigkeit gibt es derzeit noch nicht. Ersatzweise kann hier das Verhältnis von Kulturdeckungsgrad : Unkrautdeckungsgrad herangezogen werden, in das sowohl die Lückig-



keit als auch die Wüchsigkeit mit eingehen. Dieses Verhältnis sollte in Wintergetreide im Stadium EC 25 ca. 5 : 1 nicht unterschreiten (NIEMANN 1990).

Eine Verbesserung der Konkurrenzkraft der Kulturpflanzenbestände kann durch eine Verringerung der Drillreihenabstände erreicht werden (WAHMHOF und HEITEFUSS 1985 a). Auch im Mais wirken hohe Bestandesdichten der Massenproduktion der Unkräuter entgegen (RADICS 1988). Mit abnehmendem Reihenabstand steigt der Feldaufgang an, während niedrige Saattmengen ("Dünnsaaten") die Wahrscheinlichkeit der Lückenbildung erhöhen (MÜLLE und HEEGE 1981, zit. in NIEMANN 1990). Dabei ist zu beachten, daß mechanische Unkrautbekämpfungsmaßnahmen mit zunehmender Pflanzendichte schwieriger werden.

Bei der gegenwärtigen Produktionstechnik sind Bestandeslücken nicht ganz vermeidbar. Sie sollten aber durch die dem Landwirt zur Verfügung stehenden Möglichkeiten, wie z.B. Anpassung der Bodenbearbeitungs- und Bestelltechnik an die Bodenart und den aktuellen Bodenzustand, Verwendung einwandfreien Saatgutes, Vermeidung von Säfehlern (ungenaueres Anschlußverfahren, verstopfte Säschare), Vermeidung von Herbizidschäden und optimale Pflege der Kulturpflanzenbestände so gering wie möglich gehalten werden, um so dem Unkrautdruck entgegenzuwirken.

### **Düngung**

Eine ausgewogene Düngung erhöht die Unkrautunterdrückungskraft des Kulturpflanzenbestandes, wenn die Kulturpflanzenentwicklung effektiv gefördert wird, d.h. wenn die Ausgangsverunkrautung nicht über einen Entwicklungsvorsprung verfügt (ALKÄMPER 1977, WAHMHOF & HEITEFUSS 1985 a). Verläuft die Entwicklung der Kulturpflanzen nur langsam und ist deren Konkurrenzkraft gering, kann durch die Düngung die Verunkrautungsstärke erhöht werden (RADEMACHER 1964). In Extremfällen kann es infolge der Düngung zu Ertragsverlusten kommen (ALKÄMPER 1977). HENGST (1982) wies in Versuchen nach, daß die Steigerung der Düngergabe mit einer Abnahme der Arten- und Individuenzahl einhergeht; im Gegensatz dazu kann schon das Fehlen eines einzigen Nährstoffs eine starke Verunkrautung hervorrufen. Andererseits begünstigt z.B. eine hohe Stickstoffdüngung das Auftreten nitrophiler Arten und kann zu einer erhöhten Anfälligkeit der Kulturpflanzen gegen Krankheiten und Schädlinge und erhöhtem Lager infolge mangelnder Standfestigkeit führen (FINCK 1976).

In Versuchen von RADICS (1990) reagierten Raps und Sommergerste mit einer Zunahme der Flächendeckung auf die Steigerung der N-Gabe von 100 kg/ha auf 200 kg/ha. Gleichzeitig verringerten sich der Flächendeckungsgrad und die Artenanzahl der Unkräuter. Auch PULCHERHÄUSSLING und HURLE (1986, zit. in MERKELBACH und HEYLAND 1988) kamen zu vergleichbaren Versuchsergebnissen in Winterweizen. Ähnlichen Einfluß hatte auch die Erhöhung der P-Düngergabe (RADICS 1990).



Im Gegensatz dazu wurde in den Versuchen von BEER et al.(1988 a) in Wintergerste der Unkrautdeckungsgrad unabhängig von der Verunkrautungsstärke durch eine Steigerung der N-Düngung von 110 kg/ha auf 150 kg/ha erhöht. Windhalm und Ackerfuchsschwanz profitierten von der Düngung bei einer Besatzdichte oberhalb der Schadensschwelle in lückigen Beständen. Von den Zweikeimblättrigen wurden insbesondere nitrophile und kletternde Arten wie z.B. Klettenlabkraut durch höhere Stickstoffgaben in ihrer Entwicklung gefördert. Andererseits verringert sich mit einer Reduzierung der N-Düngung sowohl die Entwicklung der Einzelpflanzen als auch die Samenproduktion bestimmter Unkrautarten (FRANZ et al. 1990).

Es zeigt sich, daß die Düngung Einfluß auf das Ausmaß der Verunkrautung hat. Durch eine ausgewogene, bedarfsgerechte Versorgung der Kulturpflanzen mit Nährstoffen läßt sich deren Konkurrenzkraft steigern und die Verunkrautung reduzieren.

#### **6.1.10.2 Bodenbearbeitung**

Die Bodenbearbeitung beeinflußt das Bodengefüge und damit die Möglichkeit für Niederschlagswasser zur Versickerung bzw. zum Oberflächenabfluß. Sie ist in Abhängigkeit von den standort- und fruchtartspezifischen Gegebenheiten sehr unterschiedlich. Es ist daher notwendig, auf die Auswirkungen einiger Verfahren einzugehen.

EICHHORN (1985), KÖLLER (1985) und SOMMER (1985) postulieren eine Unterteilung in die drei folgenden Verfahren:

- Konventionelle Bodenbearbeitung
- Konservierende Bodenbearbeitung (ohne Pflug)
- Direktsaat (ohne Pflug)

Da die konventionelle Bodenbearbeitung die z.Z. weitgehend praktizierte Form ist und damit den status quo darstellt, werden im folgenden die beiden weiteren Alternativen dargestellt.

##### **6.1.10.2.1 Konservierende Bodenbearbeitung**

Die konservierende Bodenbearbeitung ist ein Verfahren des Pflanzenbaus, bei dem aus Ernterückständen der Hauptfrucht und/oder Zwischenfrucht durch Vermischung mit dem Boden eine oberflächennahe Muldschicht erstellt wird oder bei dem diese Rückstände ohne Einarbeitung als Mulch an der Oberfläche belassen werden. In bzw. durch diese Muldschichten werden Saat- oder Pflanzengut abgelegt (SOMMER et al. 1985). Sie erfüllt folgende wichtige und spezifische Zielsetzungen (ESTLER & SOMMER 1989):

- Schutz der Bodenoberfläche vor dem ungeminderten Einfluß der Witterung (z.B. Niederschläge, Trockenheit und Wind) während der Vegetationsruhe und bis möglichst weit in die Vegetationsperiode der nachfolgenden Kultur
- Stabilisierung des Bodengefüges im Bereich der bearbeitenden und durchwurzelt Krume
- Vorbeugung oder Verhinderung von Bodenabtrag durch Wasser- und Winderosion, von Bodenverschlammungen und -verkrustungen
- Reduzieren der Bearbeitungsintensität auf das pflanzenspezifisch optimale Maß
- Vermeiden der Überlockerung der oberen, bearbeiteten Krume
- Intensivierung der bodenbiologischen Aktivität und Einbeziehung der bodeneigenen Wirkmechanismen in den Gesamtkomplex von bodenverbessernden Maßnahmen
- Ausnutzung der längeren Bodenruhe für die regenerierenden Funktionsabläufe im Boden
- Verbesserung der Befahrbarkeit der Felder und weniger Bodenverdichtungen in Folge der günstigeren Bodenstruktur und -stabilität
- Verbesserte Wasserführung, sowohl hinsichtlich einer raschen Versickerung bei Starkregen, als auch bei ungestörter Keimwasserversorgung des Saatgutes in Trockenperioden
- Einsparung von Energie und Kosten bei der Arbeitserledigung durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität in der gesamten Fruchtfolge und einer verringerten Aufwandmenge an chemischen Wirkstoffen (Ausnützen der Unkraut-unterdrückenden Wirkung des Pflanzenmulches).

Der Verzicht auf die tiefe, wendende Bearbeitung ist Hauptmerkmal der konservierenden Bodenbearbeitung. Eine tiefere Bodenlockerung erfolgt bei Bedarf mit Geräten wie Grubber, Schichten-grubber oder Parapflug.

Auf Schlägen im Einzugsgebiet, wo häufig mit Oberflächenabfluß gerechnet werden muß und wo aus betriebswirtschaftlichen Gründen nicht auf den Anbau von erosionsgefährdeten Feldfrüchten wie Mais verzichtet werden kann, stellt die Mulchwirtschaft eine wirksame Maßnahme zur Reduzierung des Herbizidaustrages aus der Fläche dar. Sie kann auf die unmittelbare Verbreitung des

Anbaus einer Reihenfrucht beschränkt bleiben oder konsequent bei allen Feldfrüchten angewendet werden.

Die größte Verbreitung in der Praxis haben hierbei Verfahren mit Zwischenfruchtanbau. Dabei wird nach der Getreideernte das kurzgehäckselte, gleichmäßig verteilte Stroh zunächst flach, dann mit dem Pflug tief in den Boden eingearbeitet. Die sorgfältig eingebrachte Saatsfurche wird dann spurenfrei mit einer rasch deckenden, nicht winterfesten Zwischenfrucht bestellt, z.B. mit Phacelia, Ölrettich oder Senf. Die vom Frost abgetötete Gründücke verrottet weitgehend bis zur Aussaat von Mais. Dann wird in die unbearbeiteten oder eingearbeiteten Zwischenfruchtbestände gesät, so daß ein wirksamer Erosionsschutz gewährleistet ist.

Zur Mulchsaat bietet sich dabei an, die Saat in ganzflächig oder streifenweise eingearbeitete Pflanzenrestdecken (Mulchsaat mit Saatbettbereitung) oder die Saat in unbearbeitete (abgefrorene) Pflanzenrestdecken (Mulchsaat ohne Saatbettbereitung) vorzunehmen.

Im Einzugsgebiet könnte die Mulchsaat mit Saatbettbereitung an Bedeutung gewinnen, da hier der Aufwand für die chemische Unkrautkontrolle verringert wird. Da ein ganzflächiges Mulchen der Pflanzendecken die erosionsmindernde Wirkung einschränkt, empfiehlt sich für die Einsaat in Zwischenfrüchte eine reihenweise Bearbeitung.

### **Einfluß von Bodenbedeckung und konservierender Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag**

Eine geschlossene Vegetationsdecke ist der beste Schutz gegen Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. Als positive Einflüsse der Vegetation sind folgende besonders hervorzuheben:

- Der direkte Aufprall des Regens auf den Boden wird durch die Blattmasse verhindert. Die Struktur der Bodenoberfläche bleibt dadurch erhalten, denn eine schnelle Verschlämmung des Bodens führt zu einer geringen Aufnahmefähigkeit des Bodens für Wasser, obwohl der Unterboden noch nicht gesättigt ist.
- Abfließendes Oberflächenwasser wird durch die Vegetation gebremst und erreicht keine hohen Abflußgeschwindigkeiten, die zur Erhöhung der Schleppkraft führen würden (nur relevant für den Eintrag von überwiegend an den Boden gebundene PSM).

Die Intensität und Art der Bodenbearbeitung kann einen entscheidenden Einfluß auf den Austrag von Pflanzenschutzmitteln durch Oberflächenabfluß ausüben. Mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung wird der Oberflächenabfluß im Allgemeinen vermindert.

Durch die konventionelle Bodenbearbeitung (Pflug) wird der Bodenabtrag durch die Lockerung des

Bodenverbandes, Zerschlagen von Aggregaten, Vergraben von Ernterückständen und, unter ungünstigen Bedingungen, durch Entstehung versickerungshemmende Verdichtungen verstärkt.

Die Bodenbearbeitung sollte die Ernterückstände daher möglichst teilweise an der Oberfläche belassen. Dieses Ziel wird nur durch das Verfahren der konservierende Bodenbearbeitung erreicht. Für diese reduzierte Bodenbearbeitung gibt es zahlreiche Varianten, von der tieflockernden Bearbeitung mit dem Schwergrubber über flach lockernde und mischende Bearbeitung mit der Scheibenegge, Spattenrollegge, Fräse oder zapfwellengetriebenen Eggen bis zur ausschließlichen Bearbeitung schmaler Saatstreifen.

Den Einfluß der unterschiedlichen Bearbeitungsverfahren auf den Oberflächenabfluß und den Bodenabtrag auf einem Boden (Lößlehm) in einem Maisschlag mit einer Hangneigung von 6% zeigt Tab. 6-10.

Tab. 6-10: Oberflächenabfluß und Bodenabtrag konventioneller und einer konservierenden Bodenbearbeitung, Quelle: DIETZ (1988)

Bewirtschaftung	Bodenbedeckung (%)	Abfluß (%)	Bodenabtrag (g/l)      (t/ha)	
Frässaat	56	22	6,2	2,8
Pflug	11	45	29,6	26,7

Aus Tab. 6-10 geht hervor, daß durch die Frässaat im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung (Pflug) der Oberflächenabfluß um mehr als die Hälfte, der Bodenabtrag auf annähernd ein Zehntel vermindert wurde.

Die Ursache hierfür sind

- der bei der Frässaat höhere Bedeckungsgrad durch die an der Oberfläche verbleibenden Ernterückstände
- und die aufgrund des höheren Humusgehaltes und der höheren biologischen Aktivität zu vermutende größere Gefügestabilität und die bessere Porenkontinuität, vor allem die zahlreichen Regenwurmröhren.

Bezüglich der reduzierten Bodenbearbeitung läßt es sich jedoch vermuten, daß die Herbizidverlagerung langfristig auch aus folgenden Gründen positiv beeinflußt wird:



- Die Infiltrationskapazität eines Bodens wird durch die Zufuhr an organischer Substanz bei reduzierter Bearbeitung erhöht.
- Die PSM-Wirkstoffe werden durch den höheren Gehalt an zersetzter organischer Substanz im Boden vermehrt adsorbiert oder aufgrund allgemein erhöhter mikrobiologischer Aktivität bei cometabolischem Abbau verstärkt bzw. schneller abgebaut.

### **Unkrautbekämpfung**

Um die Gefahr einer Kontaminierung des Oberflächen- und Grundwassers mit Pflanzenschutzmitteln zu verringern, müssen alle praktikablen Alternativen zum chemischen Pflanzenschutz ausgeschöpft werden. Die "gute fachliche Praxis" orientiert sich insbesondere an den Grundsätzen des integrierten Pflanzenschutzes. Demnach ist es, wie schon erwähnt, Aufgabe des Landwirtes, zunächst alle nicht-chemischen Verfahren zum Schutz der Kulturpflanzen auszuschöpfen.

Oft ist eine Unkrautbekämpfung unabdingbar. Andererseits trägt jede Verunkrautung zur Bodenbedeckung und damit zur Erosionsminderung bei. Im Interesse des Erosionsschutzes sollten deshalb bei der Unkrautbekämpfung Kompromisse eingegangen werden. Das bedeutet:

- auf Voraufbau-Flächenapplikation von Herbiziden verzichten, allenfalls Bandspritzung bei z.B. Reihenkulturen
- die Flächenspritzung so spät wie möglich durchführen.

Die wendende Pflugarbeit gilt zwar als die sicherste mechanische Lösung zur Unterdrückung schwer bekämpfbarer Unkräuter und des Ausfallgetreides, sie reicht aber nicht immer aus, so daß in vielen Fällen nicht auf Spezialherbizide verzichtet werden kann.

Das Ausnutzen der unkrautunterdrückenden Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung (Mulchwirtschaft) stellt einen sehr wesentlichen Aspekt im Gesamtkonzept und Management einer integrierten Unkrautbekämpfung dar.

Ob die Unkrautprobleme mit der konservierenden Bodenbearbeitung zu- oder abnehmen, wird in der Literatur unterschiedlich bewertet. Der konservierenden Methode wird nicht selten eine erhöhte Verunkrautung zugeschrieben. Dies mag in der Umstellungsphase der Fall sein, ansonsten ist hierfür kein plausibler Grund ersichtlich. Es sei denn, daß durch die gerätespezifische Saatbettstruktur auch die Keimbedingungen für die Konkurrenzpflanzen verbessert werden (TEBRÜGGE et al. 1985).

Die pauschale Behauptung, die pfluglose Bodenbearbeitung führe zwangsläufig zu einer stärkeren Verunkrautung, läßt sich jedoch nicht aufrecht erhalten. So ist z.B. im Rahmen von Fruchtfolgen mit einem Wechsel zwischen Blatt- und Halmfrüchten sowie zwischen Winter- und Sommergetreide keine verfahrensspezifische Verunkrautung zu erwarten. Bei dem weitverbreiteten Einsatz von

Pflug und Grubber lassen sich Unkraut- und Fremdbewuchs ohne zusätzlichen Aufwand an chemischen Behandlungsmitteln kontrollieren (KÖLLER 1985).

Mit größeren Problemen ist erst dann zu rechnen, wenn in wintergetreidereichen Fruchtfolgen über mehrere Jahre auf das Pflügen verzichtet wird, besonders dann, wenn jegliche Bearbeitung unterbleibt (KÖLLER 1985).

Nach DIEZ et al. (1988) macht das erheblich stärkere Auftreten schwer bekämpfbarer Ungräser und Unkräuter allerdings den regelmäßigen Einsatz eines Totalherbizides notwendig. HEEGE & KIEFER (1986) haben ebenfalls in ihren Versuchen festgestellt, daß der Unkrautbesatz in Parzellen mit Fräsen stärker auftritt als in Parzellen mit Pflugfurchen. Immerhin kann in einer Mulchwirtschaft das Problem der Verunkrautung mit ausdauernden Wildpflanzen, wie z.B. die Quecke, als ausreichend gelöst angesehen werden, seit es die systemisch wirkenden Totalherbizide gibt (BAUEMER 1990). Da aber der Einsatz eines derartigen Herbizids stets mit Kosten verbunden ist, läßt sich auch eine nur zeitweise Anwendung leicht abbaubarer Mittel im Einzugsgebiet nur dort vertreten, wo wegen langfristiger Vorteile für die Verminderung des PSM-Austrages eine Mulchwirtschaft unabdingbar ist. Wichtigste Voraussetzung für die erfolgreiche Kontrolle des Unkrautes und Ausfallgetreides sind ständiges Beobachten und eigene Erfahrungen. Nur so läßt sich ein System, ob mit oder ohne Pflug, entwickeln, das die Verunkrautung und den Fremdbewuchs auf ein tolerierbares Maß reduziert.

### **Pflanzenenertrag**

Betriebserfolg und -einkommen hängen laut Buchführungsstatistik in erster Linie vom Pflanzenenertrag und dem erzielten Preis ab. Der Pflanzenenertrag ist in der Praxis der wichtigste Maßstab zur Beurteilung von Maßnahmen zur Bodenbearbeitung. Das wirtschaftliche Ziel des maximalen Gewinns ist nicht allein durch die Ertragsbildung eines Systems zu erreichen; dennoch ist auch der Pflanzenenertrag zur Beurteilung eines Systems heranzuziehen. Wirtschaftliche Vorteile sind nur dann zu erwarten, wenn auch die geänderten Anforderungen an die Fruchtfolge, den Pflanzenschutz und die Düngung berücksichtigt werden.

Die Resultate mehrjähriger Versuche auf unterschiedlichen Standorten und mit unterschiedlichen Fruchtarten in Deutschland (BAEUMER 1983, DAMBROTH 1982, GOLISCH 1983, TEBRÜGGE & GABRIEL 1984, ZACH 1979) lassen aber erkennen, daß ein Pflugverzicht ohne Mindererträge grundsätzlich möglich ist. In den einzelnen Jahren sind aber, je nach Gerät und Verfahren, mehr oder weniger umfangreiche Schwankungen im Ertrag möglich. Diese sind in den häufigsten Fällen auf die unterschiedlichen Einsatzbedingungen zurückzuführen, zum Teil auch auf Fehler beim Geräteeinsatz (Zeitpunkt und Fruchtart unterstehen unterschiedlichen Prämissen, die bei der Wahl der Technik zu berücksichtigen sind). In der Tab. 6-11 werden beispielhaft die Ernteerträge nach unterschiedlicher Bodenbearbeitung dargestellt. Sie zeigt auf vier Standorten, bis auf eine nicht

abzusichernde Ausnahme, daß der Grubbereinsatz anstelle des Pflugeinsatzes nicht mit Mindererträgen verbunden ist. Erst wenn über mehrere Jahre kontinuierlich eine flache Bodenbearbeitung, z.B. mit der Fräse, erfolgt, sind teilweise signifikant geringere Erträge zu erwarten. Eine Ausnahme gibt es nur beim Winterweizen, dessen Erträge unabhängig von der Wahl des Bearbeitungsverfahrens und der Arbeitstiefe relativ konstant bleiben.

Tab. 6-11: Ernteerträge (relativ) nach unterschiedlicher Grundbodenbearbeitung (Durchschnittswerte aus fünfjährigen Feldversuchen auf vier Standorten) Pflug = 100 (t = 20-25 cm) (KÖLLER 1985)

Geräte	Sand			schluffiger Lehm		
	Körner- Mais	Winter- Weizen	Sommer- Gerste	Körner- Mais	Winter- Weizen	Sommer- Gerste
Grubber (t = 20- 25 cm)	102	104	106	101	103	102
Fräse (t = 10cm)	99	101	99	91*	100	97
Geräte	toniger Lehm			schluffiger Ton		
	Silo- Mais	Winter- Weizen	Sommer- Gerste	Silo- Mais	Winter- Weizen	Sommer- Gerste
Grubber (t = 20- 25 cm)	100	105	102	96	96	102
Fräse (t = 10cm)	93*	104	87*	87*	96*	104

\* signifikant geringere Erträge

### Einsatzbedingungen der konservierenden Bodenbearbeitung

Der erste Einsatz dieses Verfahrens sollte unter möglichst günstigen Bedingungen erfolgen, d.h. auf möglichst trockenem, unverdichtetem Boden ohne tiefe Fahrspuren, möglichst geringe Probleme mit Stroh und Durchwuchs sowie auf Quecken-freiem Acker. Bezüglich der genannten Voraussetzungen bleibt festzuhalten, daß die entsprechenden Einschränkungen überwiegend für die Umstellungsphase gelten. Nach mehrjährigem Pflugverzicht erreichen die Böden, bedingt durch die geringere Bearbeitungsintensität und die stärkere Belebung (z.B. deutlich ansteigende Regenwurmaktivität) eine stabilere Struktur, die sie gegen Verdichtungen unempfindlich machen und damit

zwangsläufig den Aufwand für eine mechanische Lockerung reduziert.

Angeichts der Vielfalt unterschiedlicher Bodentypen und -arten im Einzugsgebiet, stellt sich die Frage nach Möglichkeiten und Grenzen ihrer Nutzung für dieses Verfahren. Als besonders wichtige Voraussetzungen für einen erfolgreichen Einsatz dieses Verfahren gelten ein ausreichend hoher Anteil an Grobporen sowie ein verdichtungsfreier Boden. Aus dieser Sicht sind besonders geeignet für einen dauerhaften Ackerbau mit diesem Verfahren nach BUCHNER & KÖLLER (1990)

- kalkreiche Ton- und Lehm Böden mit quellbaren Tonmaterialien
- gut drainierte Lehm Böden mit hoher biologischer Aktivität
- humusreiche Sandböden, die nicht zur Dichtlagerung neigen.

Wird z.B. der Pflanzenertrag als Beurteilungsmaßstab für die Eignung des Verfahrens herangezogen, so bleibt festzuhalten, daß der Bodentyp im Einzugsgebiet nicht der begrenzende Faktor für den Erfolg des Verfahren ist. Werden Böden ausgeschlossen, die durch hoch anstehendes Grundwasser und langanhaltende Staunässe geprägt sind (= Grünlandstandorte), so ist letztlich nur der Bodenzustand von entscheidender Bedeutung. Es kommt also darauf an, Bodenverdichtungen zu vermeiden bzw. zu beseitigen und ein ausreichend großes, vom Ober- zum Unterboden durchgehendes Grobporenvolumen zu schaffen bzw. zu erhalten. Durch Wahl einer entsprechend geeigneten Fruchtfolge und bei bodenschonender Bewirtschaftung können nach mehrjähriger Umstellungsphase auch anfänglich weniger geeignete Böden auf Dauer einer erfolgreichen Bewirtschaftung zugeführt werden.

### **Wirtschaftliche und bodenschonende Fruchtfolgen**

Hier sollen zwei Beispiele dargestellt werden, die einen wirtschaftlichen Erfolg bei einer gleichzeitigen Beachtung des Prinzips der Minimierung des Oberflächenabflusses von der Flächen durch Wahl der Fruchtfolge und Bearbeitung beinhalten (BUCHNER & KÖLLER 1990).

#### **1. Silomais/Zuckerrüben - Winterweizen - Wintergerste/Winterroggen - Zwischenfrucht**

Im Gegensatz zum zweimaligen Anbau von Winterweizen hat der Anbau von Wintergerste Vorteile im Hinblick auf die Umsetzung von Stroh und Ernteresten, der Möglichkeit zur mechanischen Bekämpfung von Unkräutern und zur Beseitigung von Bodenverdichtungen mit Unterboden- oder Untergrundlockerungsgeräten und nachfolgender Einsaat von tiefwurzelnden Zwischenfrüchten zur biologischen Stabilisierung. Zwischenfrüchte wiederum können, insbesondere wenn abfrierende Arten wie Phacelia oder Senf gewählt werden, zur Stickstoffstabilisierung über den Winter dienen und zugleich die Voraussetzung für die Mulchsaat von Silomais/Zuckerrüben mit oder ohne Saatbettbereitung schaffen.

Möglichkeiten zur mehrmaligen mechanischen Unkrautbekämpfung bestehen nach Winterweizen, da hier der Zeitraum für eine Zwischenfruchtbegrünung ohnehin zu eng ist. In der pfluglosen



Ackerwirtschaft ist nach einer mehrjährigen Umstellungsphase durchaus auch der völlige Pflugverzicht denkbar.

Einer möglichst flachen Stoppelbearbeitung zur Stroheinarbeitung und Bekämpfung von Unkraut und Ausfallgetreide folgt bei Bedarf eine Lockerung von Pflugsohlen und Fahrgassen, möglichst mit nichtwendenden Grubberwerkzeugen. Die Bestellung einer Zwischenfrucht zum Beispiel mit einer Zapfwellengetriebenen Bestellkombination in einer Überfahrt schließt sich an.

Ein dichter, lückenloser und unkrautunterdrückender Pflanzenbestand schützt den Boden vor Verschlammung und Erosion. Die über Winter abgefrorene Pflanzendecke, verbunden mit einer achtmonatigen Bodenruhe, bietet beste Voraussetzung für eine bodenschonende Mulchsaat von Silomais oder Zuckerrüben.

## 2. Körnermais - Körnermais - Winterweizen - Winterweizen

Dieses Prinzip des Doppelfruchtwechsels hat vor allem dann Vorteile, wenn auf das jeweilige Vergraben der Unkrautsamen nach der Ernte verzichtet wird. Der im ersten Maisanbaujahr in der Regel durch Herbizideinsatz erzielte geringere Unkrautdruck kann der Folgefrucht Mais zugute kommen, wenn auf tiefwendende Bearbeitung und auf das Herausheben von Unkrautsamen der Getreidevorfrüchte verzichtet wird. Ähnliches gilt für den im Doppelfruchtwechsel angebauten Weizen, wenn auch hier die nichtwendende Bodenbearbeitung praktiziert und damit die Vorteile des unkrautarmen Maisackers für den Winterweizen genutzt werden können. Nach dem ersten Winterweizen hingegen könnte zum einen eine tiefe Bodenlockerung, zum anderen aber auch eine tiefe Pflugfurche erfolgen, um das Krankheitspotential des Winterweizen von dem nachfolgenden Weizen weitgehend fernzuhalten. Die Humusbilanz dieser Fruchtfolge ist durch das Verbleiben des Maisstrohs ohnehin positiv, so daß, - immer vorausgesetzt, daß die marktwirtschaftlichen Möglichkeiten bestehen - Weizenstroh durchaus verkauft werden könnte. In weiterer Ergänzung wäre nach der zweiten Weizenernte der Anbau von abfrierenden Zwischenfrüchten und die Mulchsaat von Körnermais zu erwägen, so daß auch hier dem Prinzip der ganzjährigen Erhaltung von Pflanzenreststoffen an der Oberfläche Rechnung getragen werden kann.

Im Rahmen des konsequenten Körnermais-Winterweizen-Anbaus ergeben sich besonders günstige Voraussetzungen für einen dauerhaften Pflugverzicht. Verfahren der pfluglosen Bodenbearbeitung, wie z.B. die Frässaat, haben gerade in diesem System die längste Tradition. Bedingt durch die großen Strohmassen kommt natürlich einer darauf abgestimmten Sätechnik besondere Bedeutung zu. Vorteilhaft ist hierbei die Särschiene, die das Saatgut unter der Mulchdecke ablegt und die keimhemmende Wirkungen des Strohs auf ein Mindestmaß reduziert.

### 6.1.10.2.2 Direktsaat

Die Bodenbearbeitungsintensität nimmt von der konventionellen Bearbeitung über die konservierende Bodenbearbeitung bis zur Direktsaat ab. Die letzte Konsequenz der Minimalbestelltechnik ist die Direktsaat. Im allgemeinen Sprachgebrauch wird in diesem Zusammenhang die Bodenbearbeitung erwähnt, obwohl es sich um eine sehr extensive Bestelltechnik ohne jegliche Bodenbearbeitung wie Grundbodenbearbeitung, Saatbettbereitung oder Stoppelbearbeitung handelt. Der einzige Eingriff in den Bodenzustand ist die Vorbereitung von Schlitzen, in welche die Sämaschine später den Samen einbringt. Dabei wird jedoch der Boden weder gewendet noch gemischt. Ferner wird bei diesem Verfahren der Boden nicht gelockert; eine Ausnahme besteht gelegentlich beim Auftreten von Verdichtungen. Der Boden wird dann mit den geeigneten Geräten gelockert, jedoch ohne ihn dabei zu wenden oder zu mischen. Bei der Direktsaat befindet sich das Stroh folglich auch nach der Aussaat zu 100% an der Bodenoberfläche.

Das Verfahren der Direktsaat bietet den größtmöglichen Schutz gegen Wasser- und Winderosion. Die Tab. 6-12 (BAEUMER 1983) enthält die Ergebnisse mehrjähriger Beobachtungen zur durchschnittlichen Wirkung der Direktsaat auf den Abfluß von Oberflächenwasser. Im Vergleich zur gepflügten Variante (bearbeitet) wurde der Abfluß nur in den Sommermonaten um 60 % vermindert. Deshalb konnte kein nennenswerter Bodenabtrag von dem nur schwach geneigten Wassereinzugsgebiet beobachtet werden.

Tab. 6-12: Mittlerer Abfluß von Oberflächenwasser je Woche in l/ha auf einer Löß- Parabraunerde bei Göttingen (Versuch Lausebrink, Hangneigung 3%, Einzugsgebiet von 90 m Länge und 20 m Breite) (BAEUMER 1983)

Zeitraum	Januar-April 1978-1981	Mai-Juli 1978-1980	August-Dezember 1978-1980
<hr/>			
Bodenbearbeitung			
bearbeitet	1219	717	449
unbearbeitet	1227	293	432

Da die meisten Böden im Einzugsgebiet eine geringere Verschlämmungsneigung als eine Löß-Parabraunerde aufweisen, sind für die Abflußverminderung durch eine Direktsaat im Zeitraum Mai-Juli geringere Ergebnisse zu erwarten. Der wichtigste Vorteil der Direktsaat ist die hohe Schlagkraft, die von keinem anderen Verfahren (mit nur einem Schlepper) erreicht wird. Als wichtigste Bedingung für die erfolgreiche Direktsaat gilt eine stabile Bodenstruktur, wintergetreidereiche Körnerfruchtfolgen. Als ungeeignet für die Direktsaat gelten verdichtungsempfindliche und staunasse, feinsandige und schluffreiche Lehm Böden, Flächen mit großen Massen an Ernterückständen. Unter solchen Bedingungen sind große Mindererträge zu erwarten, und der Einsatz des

Pfluges ist hier vorteilhafter. Doch selbst unter optimalen Bedingungen kann nach mehrjähriger, ununterbrochener Direktsaat Probleme geben, die den Erfolg des Verfahrens in Frage stellen. Sei es durch die Bodenverdichtungen, schwer bekämpfbare Unkrautarten oder eingeschränktes Keimpflanzenwachstum bei überhöhter Strohkonzentration. Aus diesen Gründen kehrt man sich immer stärker von den Parametern der reinen Direktsaat ab und wendet alternativ nichtwendende Lockerungsgeräte an, um so Bodenverdichtungen zu beseitigen oder durch eine flache Saatbettbereitung möglichst oberflächennahe Ernterückstände einzuarbeiten oder den Aufwand für die chemische Unkrautkontrolle zu verringern.

Zusammenfassend ist zur Direktsaat festzustellen, daß dieses Bestellverfahren im Einzugsgebiet trotz mancher Vorteile aufgrund zumeist ungeeigneter Randbedingungen, aber insbesondere wegen des generell höheren Unkrautdruckes und dem damit verbundenen höheren Herbizidaufwandes nicht zu empfehlen ist.

### **6.1.10.3 Zwischenfruchtanbau**

Grundsätzlich unterscheidet man zwischen winterharten und nicht winterharten Zwischenfrüchten. Als abfrierende Zwischenfrüchte mit guter unkrautunterdrückender Wirkung finden z.B. Phacelia, Senf und Ölrettich Verwendung. Diese werden, je nach Vorfrucht, zwischen Juli und Anfang September ausgesät. Senf und Ölrettich sind ausgesprochen spätsaatverträglich und entwickeln bei später Saat Anfang September eine bessere beschattende Wirkung (RENIUS & LÜTKE ENTRUP 1985).

#### **Zwischenfruchtanbau als Erosionsschutz**

Schutz vor Wasser- und Winderosion, eine Humus- und Stickstoffakkumulation, eine Förderung der Krümelbildung, eine Unterbodenlockerung und einen Wurzeltiefgang und die Regelung der Unkrautdichte: dies sind die Vorzüge eines Zwischenfruchtanbaus, der die Brachezeiten zwischen dem Anbau der Hauptfrüchte garfördernd und bodenschonend verkürzen soll.

Durch Zwischenfruchtanbau läßt sich die Zeit unzureichender Bodenbedeckung erheblich verkürzen. Die damit erzielbare Erosionsminderung (reiner Bodenabtrag) schlägt nach SCHWERTMANN (1981, zit. in DIEZ 1984) mit rund 10% zu Buche. Bei der Zwischenfruchtsaat nach dem Pflügen steigt die Erosionsgefährdung allerdings kurzfristig stark an. Das ist aber weniger relevant, da das zuletzt im Mais (zumeist im Mai) eingesetzte s-Triazin-Herbizid bereits bis zu diesem Zeitpunkt wieder weitgehend abgebaut ist.

Die ökonomische Leistung der Zwischenfrüchte, die nicht zur Futterproduktion angebaut werden, wird nicht selten negativ beurteilt. Tatsächlich deckt der Mehrertrag der unmittelbar auf die

Gründung folgender Nachfrucht in vielen Fällen nicht die Kosten des Zwischenfruchtanbaus. Unbewertet bleiben dabei die langfristig positiven Wirkungen.

In jüngster Zeit hat sich die Sommerfurche nach der Getreideernte und der Anbau sogenannter Mulchsaat-Zwischenfrüchte, die über Winter auf dem Feld verbleiben und abfrieren, mehr und mehr bewährt. Dies ermöglicht den Einsatz flacharbeitender Mulchsaattechniken zur Aussaat von Mais. Phacelia hat sich -wie auch Senf- vor allem in Mulchsaatensystemen bewährt; sie entwickelt sich innerhalb von sechs bis sieben Wochen, sollte bis Mitte August gesät werden und verträgt Trockenheit. Wie Senf friert sie im Winter bei Frosteinwirkung ab und schafft damit die Voraussetzung für eine spätere Mulchsaat ohne tiefe Bodenbearbeitung.

Beim Anbau abfrierender Zwischenfrüchte erfolgt die Saat der Hauptfrucht in einen abgestorbenen Pflanzenbestand; gelegentlich kann es aber auch zum Wiederergrünen der Zwischenfrucht kommen. Zwischenfrucht und die bis zur Bestellung aufgelaufenen Unkräuter können evtl. mit Kreiselegge oder Zinkenrotor bekämpft werden. Die mechanischen Verfahren stoßen jedoch an Grenzen, wenn die Unkrautentwicklung zu weit fortgeschritten ist, da die Geräte nur mit geringem Tiefgang (5- 7 cm) eingesetzt werden können, um die Bodenstruktur für den Erosionsschutz zu erhalten. Aus Sicht des Erosionsschutzes dürfte die horizontal arbeitende Kreiselegge günstiger zu beurteilen sein. Können mechanische Verfahren nicht eingesetzt werden, sollten die "Altunkräuter" mit nicht selektiven Herbiziden wie "Basta" oder "Roundup" bekämpft werden, welche eine relativ gute Umweltverträglichkeit aufweisen (KEES 1990 b).

Winterharte Zwischenfrüchte werden vor der Bestellung der Hauptfrucht mit Herbiziden abgetötet. Eine wirksame, tiefreichende Bodenbearbeitung zur Unkrautbekämpfung würde die Erosion zu stark fördern (AMMON & BOHREN 1988, VULLIOUD & MAILLARD 1988, KEES 1990b).

Auch die Einarbeitung von Zwischenfrüchten vor dem Winter wirkt sich erosionsmindernd aus. In Versuchen von SIDIRAS et al. (1988) war der erosionshemmende Effekt von Senf bzw. Leguminosengemengen sowohl nach Bodenbearbeitung mit der Fräse als auch mit dem Pflug nachweisbar. Der Bodenabtrag lag im Durchschnitt der Bearbeitung unter Senf um 22,5 % und unter Leguminosen sogar um 34,4 % niedriger als der Bodenabtrag der Bezugsvariante "ohne Zwischenfrucht" (Tab.6-13).

Von den Zwischenfrüchten hat sich auf den Oberflächenabfluß nur das Leguminosengemenge bei Pflugbearbeitung positiv ausgewirkt (Tab. 6-14). Der Oberflächenabfluß konnte gegenüber der Behandlung "ohne Zwischenfrucht" um 13,1 % reduziert werden, bei Senf nur um 6,4 % (SIDIRAS et al. 1988).



Tab. 6-13: Bodenabtrag bei verschiedenen Zwischenfrüchten und Bodenbearbeitungsverfahren unter Silomaisanbau(Durchschnitt der Jahre 1983-1986); aus SIDIRAS et al. (1988)

Bodenbear- beitung	Zwischenfruchtarten Bodenabtrag t/ha		
	Senf	Leguminosen	ohne
Pflug	13,4	11,1	12,7
Fräse	11,4	9,8	19,2
Durchschnitt	12,4	10,5	16,0

Tab. 6-14: Oberflächenabfluß unter Silomais bei verschiedenen Zwischenfrüchten und Bodenbearbeitungsverfahren (Durchschnitt der Jahre 1983- 1986), nach SIDIRAS et al. (1988)

Bodenbear- beitung	Zwischenfruchtarten Oberflächenabfluß l/m <sup>2</sup>		
	Senf	Leguminosen	ohne
Pflug	58,7	54,5	62,7
Fräse	61,7	60,1	60,6
Durchschnitt	60,2	57,3	61,7

Im Hinblick auf den Erosionsschutz ist nichtwendendes Bestellen der herkömmlichen Pflugbestellung in der Regel überlegen. Breitflächiges Fräsen oder Grubbern führt zu einem oberflächlich mehr oder weniger unkrautfreien Boden. Die eingemulchten Pflanzenreste wirken sich je nach Menge unterschiedlich positiv aus. In relativ flach geneigten Feldern kann bereits der Mulch abgestorbener Pflanzen zur Erosionshemmung genügen, bei steileren Hängen nimmt die Wirkung rasch ab (BRENNEMANN & LAFLEN 1980, zit. in AMMON & BOHREN 1988, NORDMEYER 1990).

#### Zwischenfrucht zur Unkrautunterdrückung

Die Wahl einer geeigneten Folgefrucht ist Mittel, um das Problem des Durchwuchses zu regeln. Als besonders geeignet hat sich die Folge Getreide-Gründungszwischenfrucht-Blattfrucht erwiesen. Unkraut- und Getreidewuchs können von einer raschwüchsigen, früh und vollständig deckenden Zwischenfrucht so stark unterdrückt werden, daß in manchen Fällen die Saatbettbereitung für Zuckerrüben ausreicht, um die wenigen noch verbleibenden Überhälter zu beseitigen. Wurde auch

die Zwischenfrucht vom Frost vollständig abgetötet, erübrigt sich die Anwendung eines Totalherbizides (BAEUMER 1990).

Durch den Anbau konkurrenzfähiger Zwischenfrüchte lassen sich Unkräuter wirksam unterdrücken. Die Zubereitung des Saatbetts für die Zwischenfrüchte regt die Unkrautsamen zur Keimung an. Sie haben aber durch die Konkurrenz der Gründüngungspflanzen meist nur geringe Überlebenschancen. In Versuchen von ZINK & HURLE (1990) konnte die Unkrautbiomasse durch Senf und Ölrettich zu 98 bzw. 96 % gegenüber der Kontrolle "ohne Zwischenfrüchte" gesenkt werden. Starke Frühfröste können aber bei abfrierenden Zwischenfrüchten zu deutlich geringerer Wirkung führen, da dann die Konkurrenzdauer für eine nachhaltige Unterdrückung der Unkräuter nicht ausreicht.

Die in der Regel mit den Herbstsaaten bis zum Ende der Vegetationsperiode erreichte Verminderung der Unkrautbiomasse lag etwa auf dem Niveau des Wirkungsgrades eines guten Herbizids. Dieser Effekt beruht einerseits auf dem Absterben von Unkräutern und Ausfallgetreide vor dem Abfrieren der nicht winterharten Zwischenfrüchte, andererseits auf der Verringerung des Einzelpflanzengewichtes, welches seinerseits in Verbindung mit vermehrt auftretendem Krankheitsbefall, z.B. Mehltau an Ausfallgerste, zu einer höheren Auswinterungsquote führt.

In milden Wintern kann es beim Anbau abfrierender Zwischenfrüchte aber auch durch die mangelhafte Abfriersicherheit der Arten zu Problemen kommen. Ein Wiederaustrieb der Zwischenfrucht und die häufig stärkere Verunkrautung bei milder Witterung machen dann eine saatbettvorbereitende Unkrautbekämpfung (chemisch oder, wenn möglich, mechanisch) unumgänglich (HUFF et al. 1988). Auch ZINK & HURLE (1990) berichten, daß es nicht möglich war, mit Hilfe der unkrautunterdrückenden Wirkung von im Herbst gesäten, nicht winterharten Zwischenfrüchten auf eine Unkrautbekämpfung im nachfolgenden, direktgesäten Mais zu verzichten.

Aufgrund der bis in den April hineinreichenden Unkrautfreiheit der mit Senf und Ölrettich bestellten Flächen wäre aber der Einsatz dieser Zwischenfrüchte vor der Saat konkurrenzfähiger Sommerungen zu prüfen, die zu einem im Vergleich zu Mais früheren Zeitpunkt gesät werden. Hier könnte die Wirkung der Gründüngung in Verbindung mit der Direktsaattechnik (kein Keimreiz durch Bodenbearbeitung) ausreichen, um den Zeitraum bis zur Entfaltung der Konkurrenzkraft der Folgekultur zu überbrücken. Auf diese Weise könnten Unkrautbekämpfungsmaßnahmen ggf. unterbleiben (ZINK & HURLE 1990).

Winterharte Zwischenfrüchte sind u.a. Winterraps, Winterrüben, Weidelgräser und Grünroggen. Erfolgt der Anbau der Zwischenfrüchte zur Unkrautunterdrückung, so werden sie vor der Aussaat der Nachfrucht abgetötet; auf erosionsgefährdeten Standorten erfolgt die Behandlung chemisch (KEES 1990b); mechanische Verfahren sind aber auch möglich.

In den Versuchen von ZINK & HURLE (1990) erwies sich der Winterraps vor Mais aufgrund seiner schlechten Bekämpfbarkeit mit Herbiziden und dem daraus resultierenden Wiederaustrieb als ungeeignet. Mit Roggen konnte dagegen eine dauerhafte Unkrautunterdrückung in der Folgekultur erreicht werden. Dies bestätigen auch die Versuche von BARNES & PUTNAM (1981, 1983, 1986, zit. in ZINK & HURLE 1990). Die über die gesamte Standzeit des Mais anhaltende Unkrautfreiheit der Bestände nach zur Maissaat abgetötetem Winterroggen bietet die Möglichkeit des Verzichts auf den bisher praxisüblichen Einsatz von Herbiziden mit anhaltender Bodenwirkung.

Die Versuchsergebnisse verschiedener Autoren (HUFF et al. 1988, RÖTTELE et al., ZINK & HURLE 1990) haben gezeigt, daß eine gut entwickelte, winterharte Zwischenfrucht die beste Konkurrenz gegen Unkräuter und Ungräser darstellt. Der beste Schutz vor Verunkrautung ist daher die Erstellung eines möglichst geschlossenen Zwischenfruchtbestandes. Dazu gehören im einzelnen:

- die richtige Pflanzenart wählen und mit dem optimalen Saattermin verbinden,
- die Zwischenfrucht hauptfruchtmäßig bestellen (nach Getreide, Gülle oder Gründüngung, zweimal grubbern, Stroh einarbeiten, Ausfallgetreide bekämpfen),
- ein nicht zu feines Saatbett nach Sommertieffurche erstellen,
- die Zwischenfrucht ausreichend mit N versorgen (KEES 1990 b).

Derart komplexe Anbausysteme setzen beim Anwender allerdings ein hohes Maß an pflanzenbaulichem Können voraus, bzw. bedürfen einer intensiven Begleitung durch die Beratung.

#### **6.1.10.4 Untersaaten**

Durch Untersaaten in Kulturpflanzenbestände von Winter- und Sommergetreide sowie Mais lassen sich Unkräuter wirksam unterdrücken (RENIUS & LÜTKE ENTRUP 1985). Idealerweise sollte dieses Mischkultursystem aus Kulturpflanzen, Untersaat und Unkraut so geführt werden, daß die Unkräuter durch Untersaat und Kulturpflanze in ihrer Entwicklung gehemmt werden, ohne daß aus der Untersaat eine ertragsmindernde Konkurrenz zur Kulturpflanze erwächst (MERKELBACH und HEYLAND 1988). Die Züchtung entwickelte in den letzten Jahren geeignete Sorten bei Klee und Gräsern, die den technischen Ablauf der Getreideernte nicht beeinträchtigen. Bei etwa handhoher Entwicklung der Untersaaten zum Zeitpunkt der Getreideernte arbeiten die heutigen Mähdescher störungsfrei (LÜTKE ENTRUP 1985).

Als Untersaaten eignen sich von den Kleearten Weißklee, Gelbklee und Rotklee und von den Gräsern Deutsches und Welsches Weidelgras, Wiesenschwingel und Knaulgras (LÜTKE ENTRUP 1985). Kleearten entfalten ihre unkrautunterdrückende Wirkung über die Beschattung, zeigen

jedoch nur geringes Massenwachstum. Dagegen entwickeln sich Grasuntersaaten zunächst langsamer, bilden dann aber einen konkurrenzstarken Bestand, der Unkräuter durch Licht- und Nährstoffentzug unterdrückt (MERKELBACH & HEYLAND 1988).

Der Erfolg der Unkrautbekämpfung durch Untersaaten ist in starkem Maße vom Einsatzzeitpunkt abhängig. Eine ausreichende Unkrautunterdrückung wird sowohl bei Klee- als auch bei Grasuntersaaten durch eine frühe Aussaat ins Wintergetreide im Herbst oder zu Vegetationsbeginn erreicht, da sich die Untersaaten langsam entwickeln und eine unkrautunterdrückende Wirkung erst einsetzen kann, wenn sich ein konkurrenzfähiger Bestand aufgebaut hat (MERKELBACH & HEYLAND 1988). Im Mais kann die Untersaat mit der ersten Stickstoffdüngung rechtzeitig vor Auflaufen des Mais breitgesät werden. Möglich ist auch die Saat mit der Drillmaschine zwischen die Maisreihen. In der Maisreihe muß evtl. eine Bandspritzung durchgeführt werden (PETZOLD 1986).

Auf den Ertrag des Winterweizens hatten in den Versuchen von MERKELBACH & HEYLAND (1988) die zu Vegetationsbeginn ausgesäten Untersaaten praktisch keinen Einfluß. Die auf den Winterweizen wirkende Konkurrenz wurde minimiert durch die Einsaat von Klee oder Weidelgras zum Zeitpunkt "Mitte der Bestockung". Dabei traten sogar Mehrerträge gegenüber den Varianten mit Herbizidbehandlung auf (Tab. 6-15). Diese Tatsache deutet an, daß auch die Herbizidbehandlung negative Einflüsse auf die Kulturpflanzen ausübt und andererseits fördernde Einflüsse der Untersaaten und geringen Unkrautwachstums auf die Kulturpflanzen nicht auszuschließen sind.

Tab. 6-15: Kornertrag bei Winterweizen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen (Mittel über 2 Wiederholungen, 2 Jahre, 2 Standorte); nach MERKELBACH & HEYLAND 1988), (verändert)

Aussaatetermin	Kornertrag dt/ha		
	Herbizid- behandlung	Klee- untersaat	Gras- untersaat
Herbst	--	82,3	79,4
Ende März	81,8	81,8	81,3
Ende April	81,7	83,7	83,7
Mitte Mai	81,0	79,4	79,3

Auch PETZOLD (1986) konnte im Mais durch die Untersaat von Erdklee bzw. Platterbsen keine niedrigeren Erträge als nach ganzflächiger Herbizidbehandlung feststellen.



Bei der Bewertung des Unkrautbekämpfungsverfahrens durch Untersaaten sind aber auch die Auswirkungen auf die gesamte Fruchtfolge zu beachten. Die für die Deckfrucht optimale Bekämpfungsstrategie kann bei der Nachfrucht evtl. zu erhöhter Ausgangsverunkrautung führen (MERKEL-BACH & HEYLAND 1988). Je nach Art der Verunkrautung muß dann eine chemische oder mechanische Bekämpfung erfolgen.

#### 6.1.10.5 Konturnutzung

Eine große Rolle spielt beim Oberflächenabfluß das Relief. Die Gefahr für den Oberflächenabfluß steigt mit zunehmender Hangneigung und Hanglänge an. Durch Bodenbearbeitung und Bestellung quer zum Hang (parallel zu den Höhenlinien) besteht die Möglichkeit, auf diese Faktoren Einfluß zu nehmen.

Wie Tab. 6-16 zeigt, ist die Wirkung der Konturnutzung jedoch von Hangneigung und Hanglänge abhängig. Bei einer Hangneigung zwischen 3% und 8% sowie Hanglänge von 70 bis 100 m wird der stärkste Effekt erzielt, nämlich eine Senkung des Bodenabtrages auf die Hälfte im Vergleich zur Hangauf-Hangab-Nutzung. Daß bei größeren Hangneigungen der Schutzeffekt wieder abnimmt, liegt vor allem daran, daß dann das Wasser mit einer größeren Geschwindigkeit den Hang hinabfließt und die Gefahr besteht, daß es sich in Querrinnen sammelt und dort durchbricht bzw. dann Rinnen reißt. Das gleiche kann auch geschehen, wenn der Hang zu lang ist.

Tab. 6-16: Prozentualer Bodenabtrag bei Konturnutzung (P-Wert; herkömmliche Nutzung = 1 = 100 %) (SCHWERTMANN 1982)

Hangneigung [%]	P-Wert	Max. Hanglänge [m]
1-2	0,60	130
3-5	0,50	100
6-8	0,50	70
9-12	0,60	40
13-16	0,70	30
17-20	0,80	20
21-25	0,90	17

Eine exakte höhenlinienparallele Bewirtschaftung ist aber bei nicht ganz gleichmäßig geneigten Hängen und einer meist rechteckigen Schlagform nicht möglich. In der Regel läßt sich ein gewisses Gefälle der Bearbeitungsrichtung zu den Hangrinnen nicht vermeiden. Das von den Seiten zu diesen Rinnen zusammenlaufende Wasser erhöht hier die Erosionsgefahr. Bestellung, Pflege und Ernte quer zum Hang sind aber schwieriger als in Hangrichtung. Sie erfordern eine geeignete Gerätea-

rüstung.

Diese Maßnahme ist im Einzugsgebiet auf besonders erosionsgefährdeten Böden zu empfehlen, wo aufgrund der Standortbedingungen der Unkrautdruck besonders hoch ist und auf einen Herbizideinsatz nicht verzichtet werden kann. Bei der überwiegenden Anzahl der Flächen sind aber zumeist die anderen der o.g. kulturtechnischen Maßnahmen vorzuziehen.

#### 6.1.10.6 Schutzstreifen

Im Verlauf der agrarischen Flurneuordnung hat die Vergrößerung der Betriebsflächen, die Beseitigung von Böschungen und Feldrainen sowie die damit einhergehende Ausdehnung der abflußwirksamen Hanglängen vielerorts zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeit des Abflusses beitragen. Aus diesem Grund empfiehlt sich die Anlage von Getreide- oder Klee-Gras-Gemischstreifen in erosionsgefährdeten Hanglagen, um die Abflußgeschwindigkeit des Wassers zu bremsen. Dadurch kann mehr Wasser in den Boden infiltrieren, ferner wird die Sedimentablagerung gefördert.

Für die Anlage von Getreidestreifen in Maiskulturen ist Wintergerste gut geeignet. Diese läßt sich bei Aussaat im Frühjahr üppig bestocken, ohne zu schossen. Die 1-2m breiten Getreidestreifen sollen, je nach Hanglage und Erosionsanfälligkeit, im Abstand von 20-40m möglichst höhenlinienparallel angelegt werden, unabhängig von der Maissaatrichtung. Die Wintergerste ist in doppelter Saatstärke auszusäen. Der Flächenverlust und das Hinzunehmen der Mindererträge beträgt bei einer Streifenbreite von 1m und einem Streifenabstand von 20m etwa 5% (DIEZ 1984).

HALL et al. (1983) zeigten, daß in Ihren fünfmonatigem Feldversuch die Atrazinverluste durch die Anlage von Haferstreifen in Maiskulturen um durchschnittlich 85% reduziert werden konnten (Tab. 6-17).

Tab. 6-17: Atrazinverluste in Abhängigkeit von der Aufwandmenge, der Ausbringungsmethode und der Erosionsschutzmaßnahmen (HALL et al. 1983)

Applikations- methode	Atrazinverluste			
	a) ohne Streifensaat im Mais		b) mit Streifensaat im Mais	
Aufwandmenge (kg AS / ha)	Wasser g / ha	Gesamt g / ha	Wasser g / ha	Gesamt g / ha
Vorauslauf 2,2 kg/ha	49,28	77,66	7,26	7,26
Vorsaat mit Einarbeitung 2,2 kg/ha	19,36	20,68	6,82	7,26

Nach DIEZ (1982) besteht eine andere Variante der Erosionsschutzstreifen in der einer Getreideeinzel- bzw. -doppelreihe (Wintergerste) zwischen den Maisreihen. Einzel- bzw. Doppelreihensaaten haben gegenüber den breiten Streifen einige Vorteile:

- Es ist kein zusätzlicher Arbeitsgang bei der Saat notwendig (kombinierte Mais-Getreidemaschine)
- Schutzstreifen folgen in engeren Abständen
- Unkräuter, z.B. Hirse, werden unterdrückt.

Für die Abgrenzung des Wirkungsbereiches eines Schutzstreifens für ein oberirdisches Gewässer ist vor allem das Ergebnis einer bodenkundlichen Untersuchung maßgeblich. Wichtige Parameter sind u.a. Bodenart, Infiltrationsrate, Grundwasserstand und nutzbare Feldkapazität des grundwasserfreien Bodenraumes. Sie sind ferner eng an die Form des Pflanzenwuchses und an morphologische Faktoren wie Hauptneigung und Länge gekoppelt. Über Wechselwirkungen dieser Komponenten liegen bisher nur unvollständige Erfahrungen vor.

#### **6.1.10.7 Bodenverdichtungen**

Die umfassende Mechanisierung in der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten wurde durch immer leistungsfähigere und damit in der Regel auch schwerere Schlepper und Maschinen vollzogen; die zunehmende Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion erfordert oft auch einen vermehrten Einsatz dieser Schlepper und Maschinen. Durch jede Bearbeitungsmaßnahme wird der Boden mehr oder weniger stark verdichtet und die Infiltrationskapazität erniedrigt (MEYER 1985). Oberflächenabfluß setzt auf verdichteten Flächen früher ein und weist ein höheres Abfluvolumen auf.

Da der Boden auch als Fahrbahn dient, kommt der Frage nach den Auswirkungen des Schlepper- und Maschineneinsatzes auf das Bodengefüge, und damit auf das Pflanzenwachstum und den Oberflächenabfluß im Einzugsgebiet, eine besondere Bedeutung zu. Besonders die Fahrspuren in Gefällerrichtung wirken erosionsauslösend (HARTGE 1987, BAUEMER 1981). BAKER & LAFLEN (1979) berichten von deutlich höheren Verlusten für Propachlor, Alachlor und Atrazin auf kleinen Versuchsflächen mit Fahrspuren im Vergleich zu unbefahrenen Flächen (Tab. 6-18).

Mit zunehmender Radlast steigt die Tiefenwirkung des Bodendruckes. Beim Einsatz schwerer Fahrzeuge sind Bodenverdichtungen direkt nachzuweisen (z. B. mit der Bodensonde). Sie zeigen sich auch erwartungsgemäß anhand einer Störung im Gas- und Wassergehalt des Bodens. Durch die Verdichtungen werden vornehmlich die großen Poren zusammengepreßt und verhindern damit die rasche Infiltration des Niederschlagswassers.

Tab. 6-18: Atrazin-Verluste auf Flächen mit und ohne Fahrspuren und bei Einarbeitung des Herbizids (Bodenart: 60 % Sand, 28 % Schluff, 12 % Ton, 2,2 % organische Substanz; Hangneigung: 7,1 %, Aufwandmenge: 2,5 kg/ha; Beregnungsmenge: 35 mm und total 122 mm; Mittelwert aus 3 Versuchen) (BAKER & LAFLEN 1979)

	Abfluß	(t/ha)	Atrazin - Austrag (g/ha)	
			Wasser	Sediment
nach 35 mm				
mit Fahrspuren	17	11	214	37
ohne Fahrspuren	13	5	45	8
eingearbeitet	12	5	12	3
nach 122 mm (Ende des Versuchs)				
mit Fahrspuren	96	47	386	60
ohne Fahrspuren	89	33	93	17
eingearbeitet	84	27	32	8

Wasser wird in Mittel- und Feinporen gespeichert, deren Anteil bei Verdichtungsvorgängen relativ und absolut zunehmen kann. Dies müßte sich demnach günstig auf den Wasserhaushalt auswirken. Das trifft bei Böden mit großem Porenvolumen wie Sand zu (im Einzugsgebiet kommen solche Verhältnisse in Podsolböden vor). Bei Tonböden hingegen, im Einzugsgebiet besonders die Pseudogleyböden, muß der ohnehin geringe Grobporenanteil zur Sicherung der Infiltration des Bodens erhalten bleiben, weil Grobporen als Leitbahnen für das Sickerwasser großen Einfluß auf das Ausmaß vom Oberflächenabfluß haben.

#### 6.1.10.7.1 Auswirkungen von Verdichtungen auf das Bodengefüge

Die Notwendigkeit, Bodenbearbeitung zu betreiben, leitet sich primär aus der Instabilität der Bodenstruktur aufgrund von Bewirtschaftungsmaßnahmen ab, zu denen auch der Eingriff von Werkzeugen in den Boden zu zählen ist. In den Übergangsbereichen von der Arbeitstiefe des Werkzeuges zum unbearbeiteten Boden und zum natürlich gelagerten Boden ist die Homogenität der Bodenstruktur gestört. Bewirtschaftungsmaßnahmen wirken sich bis zu einer Tiefe von 60 cm aus. Die Verdichtungsempfindlichkeit (SOMMER 1974) hängt unter anderem ab von:

- Bodenart (Tonböden reagieren empfindlicher gegenüber Bodendruck, jedoch kann ein Sandboden ebenfalls stark zusammensacken.
- Bodenfeuchte (Feuchter Boden ist bekanntermaßen empfindlicher als trockener Boden; nasser Boden fließt beim Befahren.
- Bodendichte (Je lockerer ein Boden während des Befahrens ist, desto empfindlicher reagiert er.



Ein Beispiel für die Abnahme des Porenvolumens und des Luftgehaltes mit der Tiefe infolge mehrmaligen Befahrens eines Lehmboodens mit einem Kettenfahrzeug zeigt Tab. 6-19.

In der Tiefe 30-35 cm lag eine Schlepperradsohle vor, hervorgerufen durch jahrelanges Fahren mit dem Schlepper in der Furche. Obgleich das Porenvolumen dadurch nur 39,1 % betrug, traten durch zweimaliges bzw. sechsmaliges Befahren mit dem schweren Fahrzeug zusätzliche Verdichtungen ein, die statistisch gut bis sehr gut zu sichern waren. In der Tiefe von 40-45 cm sind durch das Befahren die stärksten Verdichtungen entstanden, in der Tiefe von 60-65 cm waren die Differenzen zwischen unbefahren und befahren statistisch nicht mehr gesichert.

Tab. 6-19: Mittelwerte für Porenvolumen und Luftkapazität vor und nach dem Befahren mit einem Kettenfahrzeug; aus SOMMER et al. (1981)

Meßgröße	Tiefe (cm)	unbefahren	zweimal befahren	sechsmal befahren
Porenvolumen (in %)	30-35	39,1	37,2	37,7
	40-45	44,9	42,9	40,4
	60-65	43,0	42,3	41,4
Luftkapazität (in %)	30-35	5,0	4,2	5,5
	40-45	10,6	7,5	6,0
	60-65	8,2	6,3	7,8

#### 6.1.10.7.2 Auswirkungen von Verdichtungen auf den Ertrag

Ergebnisse aus mehrjährigen Feldversuchen mit schweren Kettenfahrzeugen auf zwei Standorten mit der Fruchtfolge Zuckerrüben - Winterweizen - Wintergerste lassen anhand bodenphysikalischer Messungen und Ertragsfeststellungen zwischen der Direktwirkung - im Jahr nach dem Befahren - und den Nachwirkungen - in den nachfolgenden Jahren - unterscheiden (Tab. 6-20). Die in Spuren angelegten Bodenverdichtungen hatten meist Ertragsminderungen zur Folge, im Jahr nach der Spurlegung fast ohne Ausnahme. Damit ergibt sich, daß neben der Vermeidung verstärkten Abflusses von Wasser von den Flächen, die Verhinderung von Verdichtungen auch einen betriebswirtschaftlichen Aspekt aufweist.

#### 6.1.10.7.3 Technische Maßnahmen zur Verhinderung von Bodenverdichtungen

Durch Einsatz von Breitreifen läßt sich jedoch die Gefahr schädlicher Bodenverdichtungen vermeiden. Ein Höchstmaß an Bodenschonung wird nur erreicht, wenn Breitreifen in Verbindung mit möglichst leichten Fahrzeugen verwendet werden. Je höher und breiter der Reifen und je geringer

der Innendruck, um so größer ist die Aufstandfläche. Entsprechend verringert sich Spurtiefe, Bodendruck, Rollwiderstand und Zugkraftbedarf.

Tab. 6-20: Mindererträge nach einmaliger starker Bodenverdichtung (%) in einer dreigliedrigen Fruchtfolge (SOMMER et al. 1981)

Fruchtart	Durchschnittlicher Minderertrag in den Spuren (%)		
	Direktwirkung	Nachwirkungen Jahr 1	Jahr 2
Zuckerrübe <sup>1)</sup>	11	3	5
Winterweizen	12	5	2
Wintergerste <sup>2)</sup>	26	7	6

<sup>1)</sup> plus Rübenbeinigkei

<sup>2)</sup> Spurlegung nach dem Auflaufen der Gerste hatte mechanische Verletzung zur Folge

Gegenüber konventionellen Reifen verfügen Breitreifen, je nach Ausführung und Innendruck, über eine erheblich größere Auflagefläche, die bei gleicher Radlast einen geringeren spezifischen Druck bedeutet. Damit einhergehend vermindern sich der Bodendruck und die Einsinktiefen auf weichen Böden. Die druckmindernde Wirkung großvolumiger Reifen mit geringem Innendruck beschränkt sich hauptsächlich auf den Oberboden. Entscheidend für den Bodendruck und dadurch verursachte Verdichtungen unterhalb der Bearbeitungsgrenze ist aber die Radlast. Zur Verminderung tieferreichender Verdichtungen ist die Reduzierung der Radlast wesentlich wirkungsvoller als der Einsatz größerer Reifen.

Breitreifen, z.B. die sogenannten "Terrareifen", haben sich besonders bei der Ausbringung von Dünger- und Pflanzenschutzmitteln unter schwierigen Bedingungen, z.B. im nassen Frühjahr, bewährt. Auf nahezu wassergesättigten Boden ist ein termingerechtes und schadloses Befahren mit Normalreifen nicht möglich. "Terrareifen" in Verbindung mit möglichst leichten Traktoren lassen die Behandlungsmaßnahmen auch unter kritischen Bodenbedingungen ohne nennenswerte Spurtiefen und Verdichtungen durchführen.

Während bei der Ausbringung von mineralischem Dünger und von Pflanzenschutzmitteln vergleichsweise leichte Fahrzeuge, bis hin zu sogenannten Ultraleichtfahrzeugen (z.B. Drei- oder Vierradmotorräder), eingesetzt werden, ist die Gülleausbringung mit wesentlich höheren Radlasten verbunden. Um den Bodendruck bei der Gülleausbringung zu vermindern, werden Gülletankwagen mit Breitreifen in Abmessungen von Traktor-Hinterradreifen angeboten. Mähdrescher und Rübenerntemaschinen werden häufig mit denselben Breitreifen ausgerüstet, die auch für Traktoren verwendet werden können. Nach BUCHNER & KÖLLER (1990) kann der Bodendruck mit derartigen Reifen gegenüber konventionellen Reifen, je nach Ausführung, um etwa 50 % und mehr reduziert

werden, so daß in Verbindung mit der geringen Einsinktiefe keine schädlichen Verdichtungen mehr zu erwarten sind. Bezüglich der Verminderung der Bodenverdichtung bestehen noch andere Möglichkeiten, die den Bewirtschaftungsverkehr auf dem Acker für den Einsatz schwerer Transportfahrzeuge und Erntemaschinen auf ein Mindestmaß beschränken.

Aus Gründen der Verdichtungsverminderung empfehlen sich die Anwendungen der o.g. Maßnahmen besonders dort im Einzugsgebiet, wo Verdichtungsschäden zu erwarten sind, wie z.B. auf Pseudogley.

#### **6.1.10.7.4 Beseitigung von Bodenverdichtungen**

Tiefgreifende Bodenverdichtungen im Einzugsgebiet lassen sich durch verschiedene Maßnahmen beseitigen, deren Einsatz allerdings genaue Kenntnis über das Ausmaß der Verdichtungen voraussetzt. So handelt es sich im Einzugsgebiet in vielen Fällen (z. B. im Kalibriergebiet Nottuln) um sogenannte Schichtverdichtungen, etwa 5-30 cm mächtige Verdichtungszone unterhalb der Pfluggrenze, die den Einsatz besonderer Lockerungswerkzeuge bis zu einer Tiefe von etwa 50 cm erfordern. Tiefe Verdichtungen, sogenannte Allgemeinverdichtungen, lassen sich nur im Rahmen spezieller Meliorationsmaßnahmen nachhaltig beseitigen.

Außerdem ist anzumerken, daß eine erneute Verdichtung intensiv gelockerter Böden durch anschließendes Befahren und Bearbeitung vermieden werden muß. Daher erscheint es optimal, Lockerung, Saatbettbereitung und Saat in einem Arbeitsgang zu kombinieren.

Bodenverdichtungen im Pflugsohlenbereich lassen sich problemlos beseitigen. Der Erfolg geeigneter Lockerungsmaßnahmen wird mehr bestimmt durch trockenen Bodenzustand und ausreichende Zugkraft als durch die Gerätewahl. Zur Bodenlockerung bis zu ca. 50 cm Tiefe stehen folgende Werkzeuge und Geräte zur Verfügung:

- Pflüge mit Lockerungsscharen
- spezielle Grubber in unterschiedlichen Ausführungen
- zapfwellengetriebene Spezialgeräte

Zur Beseitigung von Bodenverdichtungen in Tiefen von 60-100 cm im Rahmen meliorativer Maßnahmen werden überwiegend Spezialgeräte mit angetriebenen Werkzeugen verwendet, wie etwa Wippscharlockerer oder Stechhublockerer. Für alle technischen Lockerungsverfahren gilt übereinstimmend, daß ihr Erfolg maßgeblich von der Nachbewirtschaftung, insbesondere vom Anbau biologisch stabilisierender Feldfrüchte oder Gründüngungspflanzen, abhängig ist.

In staunassen Böden ist die vertikale Wasserbewegung durch eine Stauwassersohle gehemmt; hier sind neben der Kombination von Dränungen, Unterbodenmeliorationen (Tieflockern oder Tiefpflügen) auch die pflanzenbaulichen Maßnahmen zur Standortverbesserung angezeigt.

Langfristig lassen sich durch die Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung jedoch Trag-

fähigkeit und Infiltrationsvermögen des Ackers soweit verbessern, daß schädliche, stauende Nässe seltener auftreten wird.

#### **6.1.11 Zusammenfassung der Empfehlungen für die Landwirtschaft**

Die landwirtschaftliche Nutzung einer so großen Fläche, wie sie das Einzugsgebiet des Halterner Stausees darstellt, ist zwangsläufig sehr vielfältig. Es kann daher auch nicht davon ausgegangen werden, daß die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch eine Maßnahme allein, bei der Aufrechterhaltung einer unter z.Z. herrschenden Marktbedingungen konkurrenzfähigen Landbewirtschaftung, minimiert oder ganz vermieden werden können. Vielmehr wurde eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen vorgestellt, die für sehr unterschiedliche Rahmenbedingungen einen positiven Einfluß auf die Qualität der Oberflächengewässer ausüben. Für eine optimale Wirkung muß beachtet werden, daß eine Reihe der dargestellten Empfehlungen additiv wirken.

Die theoretisch mögliche Umstellung der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche auf biologischen Landbau, also die Bewirtschaftung u.a. ohne chemischen Pflanzenschutz, wird hier nicht weiter diskutiert, da Erfahrungen für solch große Flächen z.Z. noch nicht vorliegen. Dennoch sollte beachtet werden, daß solche Flächen, von denen hinsichtlich des Eintrags der Wirkstoffe ein besonders negativer Einfluß ausgeht, sehr wohl in eine solche Wirtschaftsweise genommen werden können.

Die Tab. 6-21 gibt im Überblick die empfehlenswerten Maßnahmen zur Senkung der Herbizid-Aufwandmenge bzw. zur Reduzierung des Austrages aus den Flächen wieder. Die Klassifikation in die Bodentypen ist hierbei bewußt recht grob vorgenommen worden. Es wurde bei der Gewichtung der Maßnahmen generell die Auswirkungen auf die typischen Bodenprofilenaufnahmen der Kalibriergebiete in Nottuln, Südkirchen und Merfeld zugrundegelegt. Für die nicht näher untersuchten Parabraunerden wurde von einem hohem Schluffanteil im Oberboden, damit von einem besonders hohen K-Wert und somit Erosionsanfälligkeit bei der Gewichtung der Maßnahmen ausgegangen.

Es kann an dieser Stelle nur wiederholt auf die große Verantwortung des Landwirts hingewiesen werden. Bei der Auswahl der für seine Standorte geeigneten kulturtechnischen Maßnahme kann ihm durch intensive Beratung Hilfestellung dafür gegeben werden, eine optimale Entscheidung zu treffen. Da aber zumeist nur er allein über die genaue Kenntnis des Standortes z. B. zu unterschiedlichen Jahreszeiten, sein Verhalten bei unterschiedlichen Niederschlägen usw. verfügt, muß in vielen Fällen ausschließlich er die Auswahl treffen. Ein Ziel der landwirtschaftlichen Beratung sollte es daher auch sein, den Landwirten des Einzugsgebietes diese erhebliche Mitverantwortung



Maßnahmen	Konservierende Bodenbearbeitung			Direktsaat			Zwischenfruchtanbau			Untersaaten im Mais		
	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley
dominierender Bodentyp												
Oberflächenabfluß / Oberflächenabfluß durch Verschlämmung	+ / -	++	+	+ / -	+++	+	+ / -	+ / - 1) + 2)	+ / - 1) + 2)	+ / -	++	+
Oberflächenabfluß durch Unterbodenverd.	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+	+	+ / -	+ / -	+ / -
Bodenabtrag	+ / -	++	+	+ / -	+++	+	+ / -	+ / - 1) + 2)	+ / - 1) + 2)	+ / -	++	+
Winderosion	+	+	+ / -	+	+	+ / -	+ / - 1) + 2)	+ / - 2) + 2)	+ / -	+	+	+ / -
Unkrautunterdrückung	+ / -	+ / -	+ / -	--	--	--	+	+	+	+	+	+
biologische Aktivität	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pflanzenertrag	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / - 3)	+ / - 3)	+ / - 3)

+++ sehr positiv    ++ positiv    + überlegend positiv  
 .. negativ    - überlegend negativ

1) da kein aktueller Herbizideinsatz erfolgt, ist die Verminderung des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages durch die Maßnahmen durch die im Winter in die Vorfluter von untergeordneter Bedeutung

2) bei der Folgefrucht Mais Verminderung bei Verbleib an der Oberfläche durch die streifenförmige Einarbeitung

3) Minderertrag möglich, bei nicht differenziert gesteuertem Anbau unter Berücksichtigung der Beckfrucht, deren Anbau nach dem Wintertermin und dem Zeitpunkt der Untersaat

Tab. 6-21 Vorteile und Nachteile von pflanzenbaulichen und technischen Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln mit dem Oberflächenabfluß und dem Bodenabtrag in die Oberflächengewässer gegenüber einer konventionellen Bewirtschaftung

Maßnahmen	Konturbearbeitung			Schutzzstreifen im Maisanbau			Verringerung der Unterbodenverdichtung durch Änderungen des maschinellen Einsatzes 5)			Mechanische Beseitigung von Unterbodenverdichtung			Mechanische Unkrautbekämpfung		
	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley	Podsol/ Gley	Parabraun- erde	Pseudogley
dominierender Bodentyp	+ / -	++	+ 4)	+ / -	+	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+	+
Oberflächenabfluß / Oberflächenabfluß durch Oberflächenabflang															
Oberflächenabfluß durch Unterbodenverd.	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+	+	+	+	+	+ / -	+ / -	+ / -
Bodenauftrag	+ / -	++	+	+ / -	+	+ / -	+ / -	+	+	+ / -	+	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -
Winderosion	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	-	-	+ / -
Unkrautunterdrückung	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	++	++	++
biologische Aktivität	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+	+	+
Pflanzenertrag	+ / -	+ / -	+ / -	-	-	-	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -	+ / -
	4) auch in tonreichen Böden positiv zu bewerten, da keine Oberflächenabflang in Hangneigungsrichtung						5) Verwendung von Breitreifen, Untergrüdfreien und Gitterradreifen, die den Unterboden nicht rädern außerhalb der Pflanzfurche								

Fortsetzung von Tab. 6-21

für die Qualität des Oberflächenwassers und mittelbar auch für die Trinkwasserqualität bewußt zu machen.

#### **6.1.12 Flächenbezogene Empfehlungen**

Grundlage für die hier vorgestellten thematischen Karten zur Gefährdung der Vorfluter durch den Eintrag mit dem Oberflächenabfluß und dem Bodenabtrag waren die Bodentypenkarten des Geologischen Landesamtes Krefeld im Maßstab 1:50000 bzw. 1:100000. Ein kleinräumigerer Maßstab, etwa 1:5000 (Deutsche Grundkarte), kam im Rahmen dieser generell überschlägigen Beurteilung von 880 km<sup>2</sup> aus Zeitgründen nicht in Betracht. Zwar liegt eine Bodenkarte in diesem Maßstab auf Grundlage der Reichsbodenschätzung für große Teile des Einzugsgebietes vor, die Erfassung und Digitalisierung hätte den durch die Dringlichkeit vorgegebenen zeitlichen Rahmen aber bei weitem gesprengt. So mußte auf einen recht groben Maßstab zurückgegriffen werden, der zu Vereinfachungen bzw. aufgrund eines nicht ganz einheitlichen Kartierschlüssels zu unterschiedlichen Ansprüchen zwischen Detailaufnahmen (Kalibriergebiete) und Gesamtgebiet führt. Daneben ist an dieser Stelle anzumerken, daß auf die kostenaufwendige Darstellung der farbigen Übersichtskarten verzichtet werden muß. Vielmehr kann hier nur auf die Anlagen zu MÜLLER-WEGENER et al. (1992) verwiesen werden.

Anhand der Detailkartierung zeigt sich in Nottuln und Südkirchen überwiegend eine höhere Gefährdung (Stufe 3) gegenüber den großmaßstäbigen Einheiten (größerer Anteil von Stufe 2). In Merfeld (Einheiten lediglich aus der 1:100000 Bodenkarte ermittelbar) hingegen, ergaben die Detailkartierung und Zuordnung überwiegend eine geringere Gefährdung.

Zum anderen sind aber auch zwischen den einzelnen vier Bodenkarten aufgrund unvermeidlicher subjektiver Kriterien bei der Kartierung und der Abgrenzung Unterschiede zu verzeichnen. Innerhalb der vier Einzelkarten ist die graduelle Abstufung der Gefährdung aber in jedem Fall richtig wiedergegeben.

Als Grundlage der Erfassung der Flächen, auf denen Pflanzenschutzmittel potentiell ausgebracht werden, dient eine Nutzungskarte des Einzugsgebietes. Durch eine einmalige Befliegung wurde der Anteil des Ackerlandes anhand des Mais- und Getreideanbaus kartiert und digitalisiert. Diese Aufnahme, die den flächenmäßig größten Anteil an Kulturen erfaßt, läßt allerdings andere, weniger bedeutende Bereiche einer potentiellen Pflanzenschutzmittelanwendung außer acht (hier z.B. ein sehr geringer Anteil an Raps, der intensiver PSM-Anwendung unterliegt). Besonders deutlich treten die Waldgebiete hervor, auf denen eine PSM-Anwendung nicht zu erwarten ist (Abb. 6-1).



Abb. 6-1: Ackernutzung im Untereinzugsgebiet 81 a im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern, (Getreide - orange, Mais - grün)



Die Einstufung der einzelnen Bodentypen hinsichtlich der Gefährdung des PSM-Eintrages mit dem direkten Oberflächenabfluß und Bodenabtrag geschah anhand allgemein gültiger Kriterien für das Auftreten von Erosion durch Wasser nach WISCHMEIER und SMITH. Hierbei kann davon ausgegangen werden, daß sich entsprechend den Untersuchungen von z.B. JUNG & BRECHTEL (1980) auch der Oberflächenabfluß mit zunehmenden Verschlammungsneigung bei ansteigender Erodierbarkeitszahl der Böden erhöht.

Die Gewichtung und Einstufung in einzelne Gefährdungsklassen erfolgte nach den zur Verfügung stehenden Angaben aus der Bodenkarte über die Bodenart, das Infiltrationsvermögen und die Wasserleitfähigkeit im Unterboden. Die einzelnen Bodentypen wurden wie Tab.6-22 dargestellt zusammengefaßt bzw. hinsichtlich ihrer Gefährdung in vier Erodierbarkeitsklassen eingestuft. Ein Beispiel für die flächenhafte Darstellung dieser Erodierbarkeitsklassen zeigt Abb. 6-2.

Tab. 6-22: Einstufung der Bodentypen in Erodierbarkeitsklassen (Gefährdungsstufen) hinsichtlich des potentiellen PSM-Eintrages durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

Erodierbarkeitsklasse	Bodentypen
1 (sehr gering)	B8, (p)B7, s(p)B7, pB8, gpB8; (h)G7x, pG8x, hG8, hG7; Hh, Hn, K7, gK7, E8x, U8, U5;
2 (gering)	pQ8; (s)B2, sB2x, B2, sB4, (s)B4, sB5, (s)B5, gB5, gB6, (p)B6, (p)B61, B7, gB7, sB7,gsB7, sB8, gB8x, (g)B8; gP7, P8, bP8x, (b)P8, gP8x, sP8x; S23, S24, S4x, S5x, (b)S5, g(b)S5, gS5, S7, gS7, S8, pS8x; A3, A7, gA7, (g)A7, Ga5, Ga7, sG2x, (s)G2, sG5x, (s)G5x, G5, G7x, G8, (p)G8; U4;
3 (mittel)	R2, sR2; SB6, sB62, sB63, sB64, gB62; L3, gL3, sL31, sL32; S21, S22, gS3, (l)S3, g(l)S3, S63, S6, (p)S7; Ga2, G3, G6x, (s)G6, (s)G7; K6, gK6;
4 (hoch)	B3, (s)B6, sB61, gB61; sL3, (s)L3, gsL3; S3, S61, S62, (b)S6, gS6; K3, gK3, sK3;

Eine weitere sehr wichtige Kenngröße für die Beurteilung von Böden hinsichtlich des Entstehens von Oberflächenabfluß, der Anteil an organischer Substanz insbesondere auch in Verbindung mit dem Anteil an Ton (vgl. Kap. 5.2.4.3), konnte bei der potentiellen Gefährdungskarte nicht berücksich-

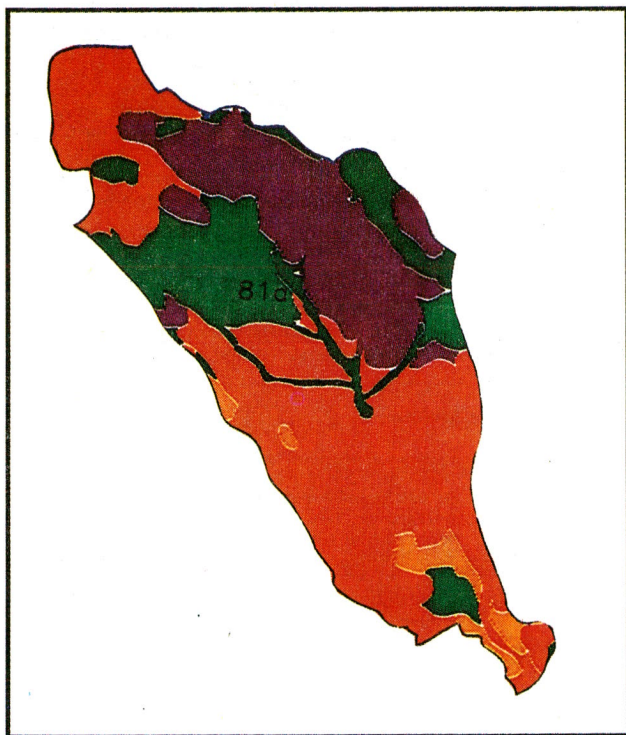


Abb. 6-2: Potentielle Oberflächenabfluß- und Erosionsgefährdung im Untereinzugsgebiet 81 a im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern

sichtigt werden. Zwar lagen aus den Untersuchungen der Kalibriergebiete 12 Leitprofile für Ackerstandorte vor, die Übertragbarkeit der Humusgehalte auf die großräumige Fläche ist aber nicht durchführbar, da der Anteil an organischer Substanz nicht an die kartierten Einheiten gekoppelt ist. Er hängt vielmehr auch von der unmittelbaren Vorgeschichte und der Bewirtschaftungsweise des jeweiligen Schlages ab. Die Gefährdungskarte der Böden geht daher von einem gleichen Humusgehalt und in etwa auch gleicher Bindungsfähigkeit für PSM aus.

Wie in Kap. 5.2.4.7 gezeigt wurde, liegt die Bindungsfähigkeit für die s-Triazine und Phenylharnstoffe in den humoserer Podsolböden bei Merfeld deutlich höher als in den humusärmeren, bindigeren Pseudogleyen in Nottuln und Südkirchen. Die Gefährdungskarte der Böden unter Ackernutzung für einen potentiellen PSM-Eintrag in das Wasser ist daher nur auf den direkten Transferweg mit dem Oberflächenabfluß und dem Bodenabtrag zu beziehen. Sie kann nicht zur Ermittlung tatsächlicher Gehalte herangezogen werden, da diese sich erst aufgrund der Gleichgewichtseinstellungen mit der Bodenmatrix im Oberflächenabfluß ergeben. Entsprechend den Befunden in den Kapiteln 5.2.4.3 bis 5.2.4.7 ist hierbei, z.B. für die Phenylharnstoff-Herbizide, von niedrigeren Konzentrationen in den humosen Podsolböden im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches auszugehen als in den tonreichen Pseudogleyen im Stever-Einzugsgebiet. Eine übereinstimmende Auszeichnung in der Karte bedeutet dementsprechend nicht, daß dort vergleichbare PSM-Konzentrationen in den Vorflutern angetroffen werden. Diese sind vielmehr zusätzlich abhängig von der Intensität der Nutzung bzw. des PSM-Einsatzes (Aufwandmenge), dem Auftreten von belastetem "Interflow" bzw. Drainageabfluß (vgl. Kap. 5.2.4.4) und der Höhe der Grundwasserneubildung (Verdünnungsfaktor).

Für die Gefährdung des Oberflächenwassers durch den Eintrag von PSM mit dem "runoff" an der Oberfläche ist eine weitere zu beachtende Größe die Dichte der Vorfluter. In einem vereinfachten Ansatz kann davon ausgegangen werden, daß bei einem reinen Transport an der Oberfläche mit der Verdoppelung der Gewässerdichte auch der Eintrag in das Gewässer um den Faktor zwei zunimmt. Gleiches gilt bei jeweils vergleichbaren Randbedingungen für den Eintrag durch die direkte Mitbehandlung bzw. Abtrift. Daher wurde als ein weiterer Parameter die Verläufe der Vorfluter kartographisch erfaßt und digitalisiert.

In Verbindung mit einem Randstreifen von 50 m auf beiden Seiten der Vorfluter wurde für die einzelnen Meßtischblätter (M 1:25000) im Einzugsgebiet anhand der Austragsgefährdungskarte der Bodentypen und der Hangneigungen in diesen Randstreifen für die einzelnen Vorfluter eine "runoff"-Gefährdungskarte erstellt. Als Vorfluter wurden alle Lineamente auf der Deutschen Grundkarte (M 1:5000) auskartiert bzw. digitalisiert, die zumindest im Unterlauf mit Fließpfeilen versehen und somit als zeitweise wasserführende Gräben gekennzeichnet sind. Die Einbeziehung dieser kleinen Wasserläufe ist unbedingt erforderlich, da der alleinige Randstreifen von größeren,

ausgewiesen und z.B. mit Namen versehen Gewässern, in keinem Fall der tatsächlichen Gefährdung durch den "runoff" gerecht wird, da der eigentliche Eintrag mit dem "runoff" im Randbereich der zahlreichen Gräben erfolgt und eher mit der Länge der Vorfluter als mit deren Breite korreliert. Die Randstreifen der größeren Vorfluter fallen zudem, wegen der vergleichsweise geringen entwässernden Ackerfläche bei gleichzeitig hohem Abfluß, weniger ins Gewicht. Darüber hinaus werden an solchen Vorflutern auch schon eher, wenn auch in der Regel zu geringe, Abstände von der Uferböschung bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln eingehalten.

Die Hangneigung wurde aus den 1:5000 Grundkarten ermittelt. Im Anhang (Abb. 8-1 bis 8-4) sind die Aufnahmen der Hangneigung für die Kalibriergebiete dargestellt. In Teilbereichen mußte auf Vergrößerungen der Meßtischblatt-Uraufnahme zurückgegriffen werden und dort, dementsprechend ungenauer, die Hangneigung durch Interpolation ermittelt werden. Die Hangneigung ist in Form von Hangneigungsstufen zusammengefaßt. Die Hangneigungsstufen im 50 m Randbereich wurden nach Tab. 6-23 klassifiziert und sind in Abb. 6-3 für ein ausgewähltes Untereinzugsgebiet dargestellt. Die Festlegung der Gefährdungsstufen der Vorfluterabschnitte erfolgte anhand der Bodentypen und Hangneigungen nach dem in Tab. 6-24 festgelegten Schema.

Tab. 6-23: Klassifizierung des Gefälles nach Hangneigungsstufen

---

Hangneigungsstufen	Hangneigung (%)
--------------------	-----------------

---

0	Gefälle zeigt vom Vorfluter weg	
1	0	- 0,99 %
2	0,99	- 1,99 %
3	2,00	- 2,99 %
4	3,00	- 3,99 %
5	4,00	- 4,99 %
6	5,00	- 5,99 %
7	6,00	- 6,99 %
8	7,00	- 7,99 %
9	8,00	- 8,99 %
10	9,00	- 9,99 %
11	> 10 %	

---

Nach Verschneidung von Ackernutzung (potentielle Flächen für den PSM-Einsatz) mit den Eintragsgefährdungsklassen wird am Beispiel des ausgewählten Untereinzugsgebietes (Abb. 6-4) die unterschiedliche potentielle Gefährdung der Vorfluter sichtbar. Die so erstellten Karten des gesamten Einzugsgebietes (vgl. MÜLLER-WEGENER et al., 1992) machen es nun möglich, regionale Schwerpunkte innerhalb der unterschiedlichen Wassereinzugsgebiete festzustellen bzw. bevorzugte **Übertrittsstellen** anhand kartographischer Kriterien aufzuzeigen. Diese sind eine der wichtigsten Grundlagen für die Festsetzung der Priorität für eine intensive Beratung vor Ort.



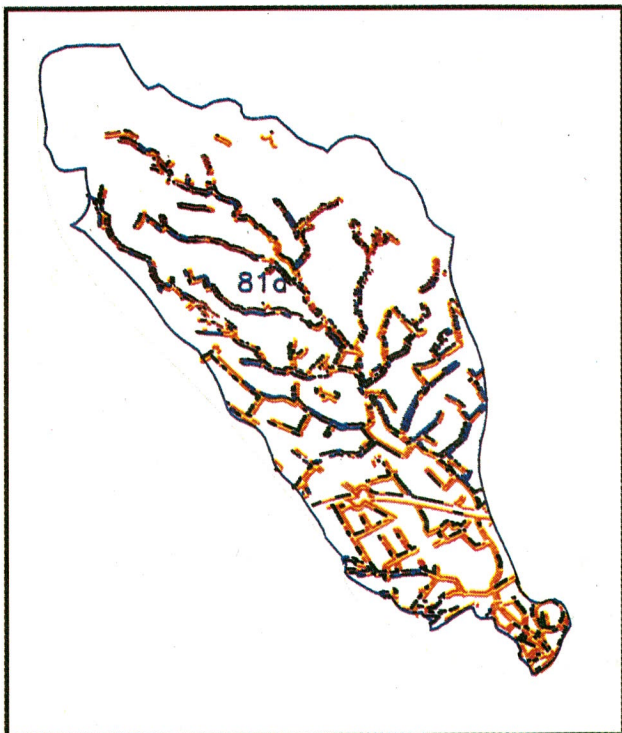


Abb. 6-3: Hangneigungsstufen entlang der Vorfluter (jeweils 50 m von der Mitte) im Untereinzugsgebiet 81 a des Einzugsgebietes der Halterner Talsperre (Hangneigungsstufen 0-gelb, 1-orange, 2-grün, 3-blau, 4-braun, 5-violett, 6-schwarz, 7 bis 11 zusammengefaßt rot). Die Breite der Randstreifen ist nicht maßstabsgerecht dargestellt.

Tab. 6-24: Potentielle Eintragsgefährdungsklassen für PSM in die Vorfluter aufgrund der Gewichtung nach Erosionsgefährdung des Bodens und Hangneigung (Gewichtung in Anlehnung an Tab. 63, AG BODENKUNDE 1982)

Stufeneinteilung der Austragsgefährdung der Böden	Hangneigungsstufen										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	> 10
1	0	0	0	1	1	1	1	2	2	2	3
2	0	1	1	1	2	3	3	3	3	3	4
3	0	1	2	2	3	4	4	5	5	5	5
4	0	2	2	3	4	5	5	5	5	5	5

(0 = keine Gefährdung, 5 = sehr große Gefährdung)

Die direkte, zum Teil auch flächenhaft höhere Gefährdung wird aus den Karten deutlich ersichtlich. Daneben heben sich aber auch Senken vom direkten Umfeld durch die Farbgebung aufgrund potentiell höherer Gefährdung ab. Hierbei handelt es sich um bevorzugte Übertrittsstellen (oder zumindest um deren ungefährige Lage), wo der Oberflächenabfluß kumuliert und es je nach Bodenart und Struktur auch bevorzugt zur Bodenerosion kommen kann. Dementsprechend sind besonders dringend dort Maßnahmen zur Reduzierung des Oberflächenabflusses und Bodenabtrages bei PSM-Einsatz auf der Fläche angebracht. Bei der z.Z. in der Kooperationsgemeinschaft Landwirtschaft/-Wasserwirtschaft vorangetriebenen Anlage von Uferrandstreifen, bzw. bei einem PSM-Anwendungsverzicht in diesen Bereichen (bei Mittel mit W630 - W632-Auflage stellt sich diese Diskussion eigentlich nicht), sollte dieser in Abhängigkeit vom Gefährdungsgrad dort wesentlich großzügiger dimensioniert sein als in den übrigen Randbereichen der Vorfluter.

Aus der Abb. 6-4 wird anhand der Auszeichnung mit Stufe 0 ersichtlich, daß in großen Abschnitten des Uferrandstreifens (50 m) das Gefälle von den Vorflutern wegweist. Hier ist im wesentlichen auch aus Gründen der Abtrift und der unmittelbaren Randabspülung ein PSM-Anwendungsverzicht nur im direkten Randbereich der Vorfluter erforderlich. Mit zunehmendem Grad der Gefährdung ist bei der PSM-Anwendung ein höherer Abstand zum Vorfluter einzuhalten. Daneben ist aber von großer Bedeutung, daß morphologischen Senken frei von einer PSM-Behandlung bleiben, wenn dem Landwirt bekannt ist, daß es in diesen Bereichen seines Schläges zu einer Kumulation des Oberflächenabflusses kommt. Weiterhin dürfen in diesen Bereichen die häufig beobachteten Durchstichgräben durch die Ackerrandfurche auf keinen Fall angelegt werden. Daneben sind die in Tab. 6-21 aufgezeigten kulturtechnischen Maßnahmen mit anwachsendem Grad der Gefährdung bei weiter durchgeführter PSM-Anwendung verstärkt zu berücksichtigen.

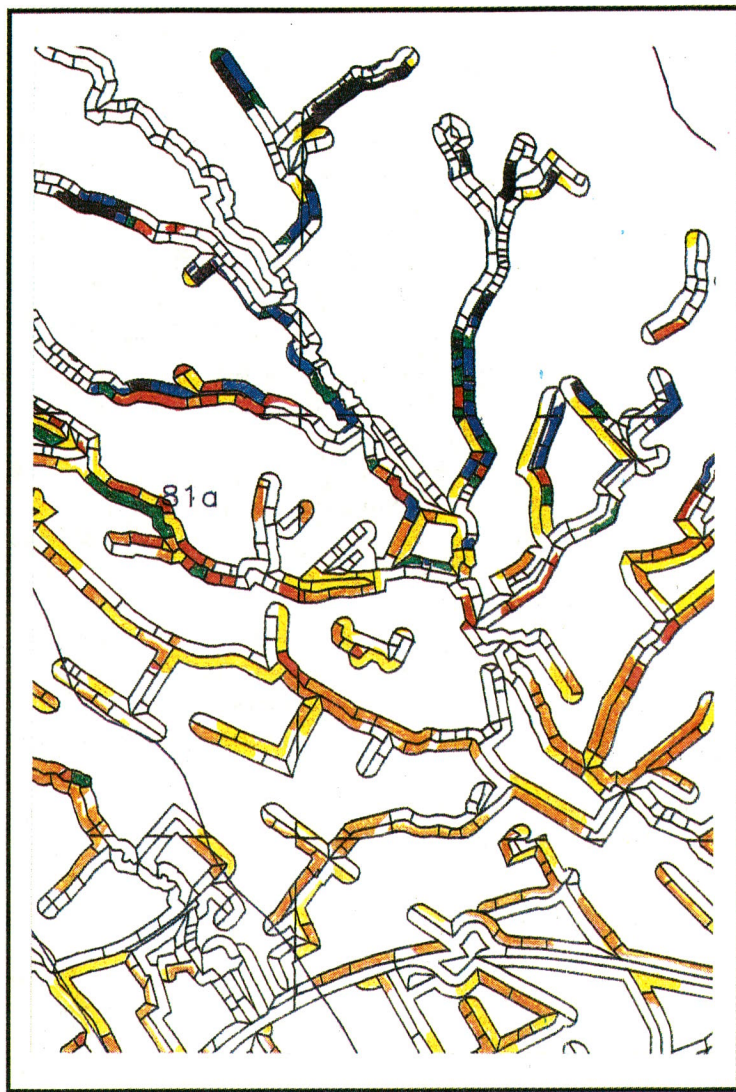


Abb. 6-4: Gefährungsklassen des potentiellen Eintrags von PSM in die Vorfluter aufgrund der Gewichtung von Oberflächenabfluß- und Erosionsgefährdung des Bodens und Hangneigung in einem Ausschnitt des Untereinzugsgebietes 81 a des Einzugsgebietes der Halterner Talsperre, (Gefährungsstufen 0-gelb, 1-orange, 2-rot, 3-grün, 4-blau, 5-braun). Weiße Flächen innerhalb der umgrenzten 50 m Randstreifen geben Bereiche an, in denen keine Ackernutzung (Mais oder Getreide) stattfindet und daher auch keine PSM-Anwendung zu vermuten ist.

## 6.2 Empfehlungen für die Wasserwirtschaft

Für eine Verminderung der Konzentration der PSM in der Stever und damit in der Talsperre kann, entsprechend dem Konzept der Grundwasseranreicherung, der Anteil direkt geförderten Grundwassers nicht wesentlich erhöht werden. Daher kommt für eine Verdünnung der PSM-Konzentrationen durch Verschneiden nur die verstärkte Nutzung des Wassers des Halterner Mühlenbaches in Frage. Das würde eine technische Änderung der Wasserzuflüsse zum Stausee bzw. die Verlegung der Rohwasserentnahmestelle zur Mündung des Halterner Mühlenbaches bedeuten. Bei dieser konzeptionellen Überlegung wird zumindest auch ansatzweise den folgenden wahrscheinlichen oder möglichen Änderungen bzw. zukünftigen Erkenntnissen im Pflanzenschutz Rechnung getragen. Hierbei ist z.B. an den verstärkten Einsatz von "low-input"-Mitteln zu denken, wie sie zur Zeit entwickelt und im Einzugsgebiet bereits eingesetzt werden. Diese Mittel - es handelt sich um Sulfonylharnstoffe - werden aufgrund ihrer hohen Wirksamkeit etwa Metsulfuron-Methyl als GROPPER (wird bereits im Einzugsgebiet eingesetzt) und HARMONY (BBA 1991) mit Aufwandmengen von lediglich ca. 10 g/ha Wirkstoff aufgebracht. Sie sind somit hinsichtlich des Grenzwertes von 0,1 µg/l voraussichtlich unproblematisch. Allerdings weisen sie jedoch, wie auch alle anderen Sulfonylharnstoffe, eine stark vom pH-Wert abhängige, sehr hohe Löslichkeit auf, die bei Metsulfuron-Methyl nach BEYER et al. (1988) bei pH 5 1100 mg/l und bei pH 7 sogar 9599 mg/l beträgt. Bei den anderen Sulfonylharnstoffen ist die pH-Wert-Abhängigkeit der Löslichkeit noch größer. Daneben verlangsamt sich der hydrolytische Abbau der Sulfonylharnstoffe mit steigendem pH-Wert und sinkender Temperatur. So beträgt die hydrolytische Halbwertszeit für Chlorsulfuron bei 45 °C und pH 5 1,7 Tage und steigt bei pH 7 und 35 °C bereits auf 256 Tage. Für Metsulfuron-Methyl wurde nach BEYER et al. (1988) bei 25 °C und trotz eines niedrigen pH-Wertes von 5 eine hydrolytische Halbwertszeit von 33 Tagen angegeben. BROWN (1990) zeigt, daß auch die Halbwertszeit im Boden bei pH 8 und 5 % organischer Substanz bei mehr als 20 Tagen für Chlorsulfuron und Metsulfuron-Methyl liegt.

Nach der Literaturübersicht von BLAIR & MARTIN (1988) ist generell festzustellen, daß auch im Boden mit sinkendem pH-Wert der Abbau steigt, während die Adsorption zunimmt. Nach BEYER et al. (1988) betrugen die unter Feldbedingungen ermittelten Halbwertszeiten für Chlorsulfuron in neun sandig-lehmigen bis tonig-lehmigen Böden bei pH 7,0 zwischen 2 und 5 Wochen - mit einer Ausnahme von 12 Wochen. Bei fünf vergleichbaren Böden mit einem pH-Wert von 7,8 bis 8,2 lagen die Halbwertszeiten hingegen bei 7 - 13 Wochen. Aus einem Vergleich der pH-Werte der Böden aus der Literatur mit denen der Böden in den Kalibriergebieten (Kap. 5.2.2) bzw. generell im Einzugsgebiet wird klar ersichtlich, daß der Abbau dieser Wirkstoffgruppe in dem überwiegenden Teil der Böden im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches schneller sein wird als in den Böden des Stever-Einzugsgebietes. Zum anderen bedeuten die mit dem geringeren pH-Wert verknüpften



niedrigeren Löslichkeiten im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches ebenfalls ein deutlich vermindertes Kontaminationsrisiko. Wird der Grenzwert für das Trinkwasser entsprechend seinem ursprünglichen Sinn ausgelegt, hätte somit die verstärkte Nutzung des Halterner Mühlenbaches, neben dem positiven Effekt niedrigerer Phosphat- und Nitratkonzentrationen im Mühlenbach (KÖTTER 1974, FABIS et al. 1991), aus Sicht der Pflanzenschutzmittelproblematik prinzipielle Vorteile. So gelten einige der aufgeführten Kriterien stoffunabhängig für den Eintrag von organischen Verbindungen und somit auch für die analytisch evtl. nicht erfaßbaren PSM:

- Das Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches hat einen prozentual bedeutend geringeren Anteil an ackerbaulich genutzter Fläche (Kap. 2.5.1) als das Einzugsgebiet der Stever und weist daher von vornherein geringere absolute Aufwandmengen pro km<sup>2</sup> auf.
- Aufgrund des hohen Anteiles an "leichten Böden" ist die empfohlene Aufwandmenge im Durchschnitt geringer (zum Teil nur 50 %) (Kap. 5.2.4.2); die Praxis der hohen Aufwandmengen auf "schweren Böden" ist allerdings für Phenylharnstoffe überprüfungsbedürftig (Kap. 5.2.4.2).
- Auf "leichten" Böden ist der Abbau von Isoproturon schneller (Kap. 5.2.4.2).
- In humosen Oberböden mit z.T. anmoorigem Charakter, wie sie in weiten Bereichen des Einzugsgebietes auftreten, sind die Sorptionseigenschaften für s-Triazine und Phenylharnstoffe weitaus besser (Kap. 5.2.4.2).
- Das hohe Infiltrationsvermögen und die große Wasserleitfähigkeit der Gleye und Podsole über dem Halterner Sand bzw. über der Niederterrasse führten nur selten und dann lediglich sehr kurzfristig zu einem Oberflächenabfluß (Kap. 5.2.4.3 und 5.2.4.7).
- Hoch belasteter Dränabfluß oder "interflow" (Kap. 5.2.4.4) ist aufgrund des geringen Anteiles an Staunässeböden im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches auf kleinere, überschaubare und zumeist randliche Bereiche im östlichen Teil des Einzugsgebietes begrenzt; wenn Dränabfluß auftritt, unterliegt er nach kurzer Zeit im Abstrom des Hauptvorfluters einer starken Verdünnung durch Zutritt von unbelastetem Grundwasser (Kap. 5.1.1.1).
- Der Anteil an Grundwasser ist auch im Sommer im Halterner Mühlenbach bedeutend höher (Kap. 5.2.3) als in der Stever; die somit im Sommer bei allen ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten festgestellten hohen Konzentrationen an s-Triazinen bei niedrigem Abfluß (Kap. 5.2.-4.7) werden spätestens im Hauptvorfluter durch das Grundwasser stark verdünnt.

Die alleinige Nutzung des Mühlenbaches ist allerdings aus anderen Gründen nicht unproblematisch bzw. nicht zu jeder Zeit ausreichend. So dient die Halterner Talsperre nach KÖTTER (1974) zum einen der Verbesserung verschiedener Wasserqualitätsparameter. Hierunter fällt vor allem, entsprechend den Ausgangsbedingungen (Hochmoor bzw. anmoorige Böden und karbonatarmer Halterner Sande) im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches, ein Ausgleich des höheren Anteils an Huminstoffen und der geringeren Wasserhärte gegenüber der Stever. Es müßte daher zuerst geklärt werden, ob auch ein höherer Anteil an Huminstoffen durch die Flockung am Eingang in das Südbecken bzw. bei der Grundwasseranreicherung wie bisher zurückgehalten wird.

Zum anderen soll der Stausee lange Trockenwetterzeiten überbrücken. Insgesamt werden nach PÄTSCH (1986) im Mittel von den 236 Mio. m<sup>3</sup> Gesamtzufluß pro Jahr zum Stausee 76 Mio. m<sup>3</sup> der Anreicherung des Grundwassers zugeführt. Der Stauraum vom Nordbecken des Halterner Stausees und von der vorgelagerten Talsperre Hullern beträgt 28 Mio. m<sup>3</sup>. Die Stever liefert in Trockenwetterzeiträumen mit einem MNQ (1972/85) von 0,338 m<sup>3</sup>/s gegenüber einem MNQ von 0,682 m<sup>3</sup>/s des Halterner Mühlenbaches (Pegel Sythen I u.II) nur 1/3 der Zuflußmenge zum Stausee. Gegenüber einer durchschnittlich benötigten Anreicherungsmenge für das Grundwasser von 200000 m<sup>3</sup> pro Tag wird durch den direkten Abfluß (MNQ) des Halterner Mühlenbaches somit nur ca. 30 % gedeckt. In sehr langen Trockenwetterzeiten mußte deshalb bereits an einer Steverüberquerung zusätzlich Wasser aus dem Dortmund-Ems-Kanal zur Speisung des Stausees entnommen werden (GELSENWASSER AG 1981). In diesen Zeiträumen muß in jedem Fall auf das Wasser der Stever zurückgegriffen werden, um die Trinkwasserversorgung sicherzustellen. Aufgrund der Konstruktion des Talsperrenverbundes erfolgt nach SCHMIDT & ZANDER (1986) die Entnahme in diesen Zeiträumen aus dem vorgelagerten Hullerner Stausee in die Zwischenstever und von dort in den Halterner Stausee mittels Pumpen. Eine evtl. vom Halterner Mühlenbachwasser getrennte technische Aufbereitung des Steverwassers in Trockenwetterzeiträumen ist aber in Ausnahmезеiträumen denkbar.

Die Ermittlung der Dauerlinie des Abflusses des Halterner Mühlenbaches ergab, daß im Mittel lediglich an 110 Tagen im Jahr, die für die mittlere Anreicherung von 2,5 m<sup>3</sup>/s benötigte Menge allein aus dem Mühlenbach entnommen werden kann (GELSENWASSER AG, 1992). In den übrigen Zeit wäre auch weiterhin eine Entnahme aus der höher belasteten Stever notwendig.

Zudem hat die Überwachung der PSM-Gehalte ergeben, daß in den Jahren 1990/91 zu 18 Untersuchungsterminen die Konzentrationen einzelner Wirkstoffe über denen der Stever lagen (bei allerdings insgesamt niedrigen Werten, stets unterhalb des Grenzwertes). Eine genaueste Überwachung des Mühlenbachgebietes hinsichtlich der Pflanzenschutzmittelkonzentrationen wäre unverzichtbar.

Wirtschaftliche Aspekte sprechen zu diesem Zeitpunkt gegen die technisch mögliche ausschließliche Nutzung des Mühlenbachwassers in den Zeiträumen ausreichender Ergiebigkeit. Die Durchführung der Aktivkohlebehandlung des gesamten zu versickernden Rohwassers über das ganze Jahr erweist sich als kostengünstiger als die Investitionen zur Überleitung des Mühlenbachwassers zu den Versickerungsbecken (GELSENWASSER AG, 1992).

Ein entscheidende Begründung für die Wahl, langfristige eine getrennte Nutzung der beiden Hauptvorfluter vorzunehmen, sind die unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten der beiden Einzugsgebiete. Sie führte zu verringerten Einträgen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Wasser aus dem bezüglich des PSM-Einsatzes unproblematischeren Einzugsgebiet des Mühlenbachs, also zur Vermeidung einer Kontamination durch Standortauswahl der Wassergewinnung.

Nach BURBERG et al. (1990) ist beim Gewässerschutz die Bevorzugung eines Teilraumes allerdings aus folgendem Gesichtspunkt generell kritisch zu beurteilen: "In Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Nutzung schafft der Verzicht auf Trinkwassergewinnung die Möglichkeit, die Produktionsstruktur und -intensität aufrechtzuerhalten und Einkommenseinbußen zu vermeiden. In Gebieten mit bisher weniger intensiver Landnutzung werden hingegen Entwicklungschancen der Landwirtschaft eingeschränkt, wenn zugunsten der Trinkwassergewinnung auf eine Intensivierung verzichtet werden muß. Eine solche Differenzierung zwischen landwirtschaftlichen Teilräumen würde im Ergebnis der Politik des flächendeckenden Gewässerschutzes widersprechen". Diese Auffassung ist aus gesamtökologischen Zusammenhängen heraus sicherlich zu unterstützen. Sie stellt aber das generelle Konzept der Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten nach §19 des WHG und die damit verbundenen Auflagen für die Landwirtschaft in Frage und trägt dem unterschiedlichen Verhalten einzelner Gebiete hinsichtlich eines PSM-Austrags nicht ausreichend Rechnung.

### 6.3 Konsequenzen

Die in Kap. 6.1 vorgestellten Maßnahmen führen einzeln betrachtet zu Verminderungen des Eintrags von PSM in die Gewässer und damit auch zu einer Reduktion der Wirkstoffkonzentration im Roh- und Trinkwasser des Wasserwerkes Haltern. Um die Einzelmaßnahmen einer kritischen Wertung unterziehen zu können, wird im folgenden eine Abschätzung durchgeführt, wie groß die Reduktion des PSM-Eintrags sein muß, um das Ziel zu erreichen, Wasser mit PSM-Gehalten unterhalb des Trinkwassergrenzwertes zu erhalten.

Werden die maximalen Konzentrationen von jeweils unter  $0,17 \mu\text{g/l}$  für Terbutylazin, Atrazin und Simazin (Simazin z.T. aus anderen Quellen, s.u.) im Sommer 1991 im Steverzulauf des Nordbek-



kens (GELSENWASSER AG 1991) als Grundlage herangezogen, so ergibt sich zunächst, daß der Grenzwert von  $0,1 \mu\text{g/l}$  Wirkstoff im Vorfluterwasser allein durch den Einsatz einer flächendeckenden Bandspritzung zu unterschreiten wäre. Die insgesamt niedrigeren Konzentrationen im Nordbeken kommen allerdings durch die starke Verdünnung durch das gering belastete Wasser des Hullerner Stausees (aus dem Zeitraum vor der aktuellen Anwendung stammend) bei sehr niedrigem Zufluß aus den stark aufgestauten Bereichen der Stever. Die Konzentrationen in der Stever selber liegen mit bis zu  $0,66 \mu\text{g/l}$  Atrazin noch bedeutend höher.

Aber auch in der Stever selbst ist für die durchschnittliche Konzentration bei Terbutylazin im hydrologischen Sommerhalbjahr die Einhaltung des Grenzwertes möglich, da der Eintrag nicht ausschließlich aus Abspülungen im Randbereich der Flächen, sondern auch zu einem Großteil aus Punktquellen und der direkten Mitbehandlung stammt. Dieser Eintragsanteil aus unsachgemäßer Anwendung muß in Zukunft aber in jedem Fall verhindert werden.

Dieser Betrachtung liegen allerdings relativ trockene und somit für einen geringen PSM-Eintrag günstige Witterungsbedingungen im Sommer 1991 zugrunde (Maximalabfluß in der Stever  $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Dem steht im Extremfall ein Spitzenabfluß von  $113 \text{ m}^3/\text{s}$  am 30. Juni 1981 und im Mittel (MHQ 1972/1984) von 21 bis  $29 \text{ m}^3/\text{s}$  für Mai bis Juni gegenüber. Der Vergleich der Atrazinkonzentrationen von jeweils 4 bis  $5 \mu\text{g/l}$  von drei Abflußereignissen (3. Juni, 25. Juni 1987, 25. September 1988) mit den Konzentrationen aus der jeweiligen vorherigen Probenahme ( $0,5$  bis  $1,0 \mu\text{g/l}$ ) zeigt, daß auch für Terbutylazin von einer maximalen, aufgrund der günstigeren Eigenschaften kurzfristigeren Erhöhung der Konzentration auf das 5-10-fache zu rechnen ist. In der Stever ist somit bei höheren Abflüssen bzw. Niederschlägen im Sommer auch durch einen flächendeckenden Einsatz der Bandspritzung allein der Grenzwert nicht einzuhalten.

Im Halterner Mühlenbach kann bei einer jeweils nur einmaligen Grenzwertüberschreitung und einem geometrischen Mittel unter  $0,025 \mu\text{g/l}$  (GELSENWASSER AG 1991) für die untersuchten s-Triazine im Sommer 1991 bei ebenfalls trockener Witterung der Grenzwert eingehalten werden, wenn hier die Behandlung von Mais flächendeckend nur mit Bandspritzung durchgeführt wird. Aufgrund der o.g. positiven Randbedingungen gilt dieses voraussichtlich auch für die meisten höheren Abflüsse, wenn einmal von extremen Abflußereignissen direkt nach der Applikation abgesehen wird.

Zwingende Bedingung für diese Bewertung ist allerdings, daß besonders problematische, stark abfluß- und erosionsgefährdete Schläge im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches von der Behandlung ausgenommen werden und daß in den übrigen Gebieten die Applikation ordnungsgemäß durchgeführt wird. Aufgrund der Befunde in den Dränagen ist in den humosen bis humusreichen Gleyen und Podsolen mit einem Austrag nur im Winter und dann nur der mobileren Metabolite



zu rechnen. Da nur bei hohen Atrazinkonzentrationen auch hohe Desethylatrazinwerte gefunden wurden, ist bei niedrigerer Aufwandmenge und schnellerem Abbau des Terbutylazins gegenüber Atrazin mit geringeren Desethylterbutylazinkonzentrationen zu rechnen. Hinzu kommt, daß nach HÄFNER (1989) Desethylterbutylazin generell wesentlich immobil ist als Desethylatrazin. Da die Dränagen bei den grundwasservernäßten Böden somit nur unbedeutend zum Eintrag beitragen und deren Schüttung im Winter durch den hohen Grundwasseranteil aus nicht landwirtschaftlichen Flächen stark verdünnt werden, kommt der ordnungsgemäßen Applikationstechnik im Sommer eine besondere Bedeutung zu, um die Konzentration an Terbutylazin möglichst zu allen Zeitpunkten im Jahr weit unter  $0,1 \mu\text{g/l}$  im Halterner Mühlenbach zu senken.

Im Rahmen der Applikationstechnik ist, wie auch die Ausführungen in Kapitel 5.2.4.6 und die eingangs diskutierte Unfallsituation zeigen, das Ansetzen der Spritzbrühe durch Entnahme aus Oberflächengewässern besonders kritisch zu bewerten und auch bei Einhaltung aller Empfehlungen (KOHSEK 1988) mit einem gewissen, nicht kalkulierbarem Risiko behaftet. Ebenso ist die Entsorgung der technischen Restmenge, sonstigen Restmengen und die Außenreinigung noch unbefriedigend gelöst. Die Einrichtung zentraler Wasch- und Entsorgungsplätze wäre zwar denkbar, wird jedoch, falls nicht zwingend vorgeschrieben, aufgrund der großen Entfernungen der vielen Einzelgehöfte voraussichtlich auf geringe Akzeptanz stoßen.

Unter den Begriff der ordnungsgemäßen Applikationstechnik ist im weiteren die Einhaltung der W630-Auflage für Terbutylazin, Chlortoluron und Isoproturon (BBA 1991) zu fassen, in der bei der Anwendung ein Mindestabstand von 10 m von Gewässern vorgeschrieben ist. Zum Begriff "Gewässer" müssen aber in jedem Fall auch die nur zeitweise im Jahr wasserführenden und in einem Anschluß zum Gewässernetz stehenden trockenen Gräben gerechnet werden. Es muß in Abhängigkeit vom zeitlichen Abstand der Anwendung zum ersten Abfluß bei den gut wasserlöslichen Herbiziden mit einem hohen bzw. nahezu vollständigen Austrag mit dem Wasser oder Sediment gerechnet werden. Die mögliche vorübergehende Bindung an das Sediment ist dabei für die betrachteten, gut wasserlöslichen Herbizide auf Grund der nachträglich eintretenden Gleichgewichtseinstellung im Hauptvorfluter bzw. spätestens im Stausee für die Konzentration im Wasser fast ohne Bedeutung. Obwohl in § 1.1 des WHG (Sachlicher Geltungsbereich) explizit das - zeitweilig in Betten abfließende oder stehende - Wasser miteinbezogen worden ist, ist das "Gewässer", wie auch die Ausführungen bei KRAUSE (1989) zeigen, nicht klar genug bzw. für die vorliegende PSM - Problematik im Einzugsgebiet unzulänglich definiert. Da sich der Begriff "Gewässer" in der Formulierung auf das Wasser und nicht auf das Bett, in dem es fließt, bezieht, müßte der Anwender auch bei einem nur mit Wasser erfüllten Graben einen Abstand von 10 m einhalten. Aus diesem Grund wird ein Ackerrandstreifen gefordert (KRAUSE 1989), der frei von einer PSM-Anwendung ist bzw. der zur besseren Kontrolle ohne Ackernutzung sein sollte.

In der Auflage W630 heißt es aber auch: " Keine Anwendung auf Flächen, von denen die Gefahr einer Abschwemmung - insbesondere durch Regen oder Bewässerung - gegeben ist". Soll dieser Gesichtspunkt auch unter der hier betrachteten PSM-Anwendungsproblematik greifen bzw. einsichtig sein, wäre es besser, den subjektiven Begriff "Gefahr" durch eine klarere, zeitliche und kontrollierbare Bestimmung wie z.B. "jährlich" zu ergänzen. Dieser Zusatz dient der klärenden Einschränkung. Wird z.B. von dem seltenen Niederschlagsereignis am 30. Juni 1981 ausgegangen, an dem flächendeckend mehr als 90 mm Niederschlag fielen, so ist anzunehmen, daß auf mehr oder weniger allen behandelten Flächen ein Abtrag stattgefunden hat.

Mit der Konkretisierung der W630-Auflage kann parallel auf die Problematik von ständig im Gelände zu beobachtenden Durchstichgräben in der Ackertrandfurche und gleichzeitiger Herbizidanwendung auf dem Schlag hingewiesen werden. Die Anlage der Durchstichgräben bei gleichzeitiger Herbizidanwendung auf dem Schlag zwingt zu der Folgerung, daß dem Anwender die Verletzlichkeitskriterien für Gewässer in weitaus stärkerem Maße als bisher im Rahmen einer intensiven Schulung vermittelt werden müssen. Die Forderung von KRAUSE (1989) nach einer klareren Formulierung, Durchsetzbarkeit und Überprüfbarkeit bestehender Verordnungen kann somit nur unterstrichen werden.

"Schutzstreifen entlang von Gewässern anzulegen oder bereits Vegetationsstreifen als solche anzusprechen, ist weitverbreitet. Über die notwendige Ausformung, vor allem die erforderliche Abmessung, liegt bisher keine übertragbare und allgemein anwendbare Aussage vor" (GRAMATTE 1988, S.128). Nach BURBERG et al. (1990) werden in der Literatur je nach ökologischer Zielsetzung Breiten von 3 - 100 m für Uferrandstreifen gefordert. Im Einzugsgebiet werden sie aus zwei Gründen angestrebt. Zum einen sollen sie die versehentliche Mitbehandlung bzw. Kontamination durch Abdrift verhindern, zum anderen sollen sie eine deutliche Reduzierung des Eintrages mit dem "runoff" bewirken. Während der erste Aspekt realistisch verwirklicht werden kann, muß der Erfolg des zweiten sehr differenziert beurteilt werden.

Bei einem Randstreifen entscheiden über die Größe der Austragsreduzierung des Herbizids der prozentual an das Sediment gebundene Anteil, die Breite des Randstreifens in Verbindung mit der Infiltrationsfähigkeit des Bodens und evtl. noch der Bewuchs. WAUCHOPE (1978) gibt an, daß bei PSM mit einer Wasserlöslichkeit über 10 mg/l generell mit nur einem geringen Erfolg bei allen Erosionsschutzmaßnahmen zu rechnen ist.

Sehr wirkungsvoll könnten Erosionsschutzmaßnahmen hingegen für die auch im Einzugsgebiet z.T. umfangreich eingesetzten Wirkstoffe Trifuralin und Pendimethalin sein. Aber gerade diese Wirkstoffe sind entsprechend ihrer guten Bindungsfähigkeit an die Bodenmatrix und die zumeist nur geringe Erosionsanfälligkeit der untersuchten Böden im Oberflächenwasser der beiden Hauptvor-

fluter bisher nicht nachgewiesen worden. Für Terbutylazin ist daher mit einem Austrag von nur 60 % in der wäßrigen Phase (WAUCHOPE 1978) noch am ehesten ein positiver Effekt zu erwarten, während ein Zurückhalten des Sediments für Chlortoluron und Isoproturon nur einen sehr geringen Erfolg verspricht (vgl. Kap.5.2.4.3).

Aber auch der für einen PSM-Austrag wichtige Feinanteil und die an ihn zumeist gebundene organische Substanz wird erst nach längeren Fließstrecken wirksam gefiltert. So zeigt SCHAUDER (1991) für einen erosionsempfindlichen Lößboden auf einem Hopfenschlag (176 m Länge), daß in der Wiese im Unterhang bei 5 - 10 % Hangneigung nach 10 m im wesentlichen nur der Sandanteil zurückgehalten wurde. Anhand der Verteilung der Korngröße und in diesem Fall auch anhand der überwiegend an die organische Substanz gebundenen Kupfergehalte aus dem langjährigen Fungizideinsatz kommt er zu dem Schluß, daß ein wirkungsvoller Randstreifen für die wichtige feine Kornfraktion unter dortigen Randbedingungen mindestens 26 m betragen muß.

Bei nur 3-5 m breiten Randstreifen, die aufgrund der notwendigen Zugänglichkeit zum Gewässer zumindest auf einer Seite auch nur mit Gras bestanden sein müßten, ist somit auch die Filterwirkung der Feinfraktion erst mit deutlich verringerter Schleppkraft des Wassers bei flacher Hangneigung auf fast ebenen Flächen möglich. Für die untersuchten Phenylharnstoffe kann der Randstreifen im wesentlichen nur einen positiven Effekt haben, wenn die wäßrige Phase, bevor sie den Vorfluter oder Graben erreichen kann, infiltriert und somit zumindest eine kurzfristige Bodenpassage erzwungen wird.

Die Breite des dafür notwendigen Randstreifens ist nach MANDER (1989) von folgenden Parametern abhängig:

$$P = 0,00069 * \frac{q * f * \sqrt{i}}{m * K_i * n}$$

*p* = notwendige Breite des Wasserschutzstreifens (m)

*q* = Intensität des Oberflächenabflusses während der Schneeschmelze (mm/d)

*f* = reduzierte Hanglänge (Fläche des Abflußraumes / Breite der Einmündung) (m)

*i* = mittlere Hangneigung im Einzugsgebiet ( $i = \tan \alpha$ )

*m* = Widerstandskoeffizient (Acker=1; Weide=1,1; Wiese=1,2 usw.)

*K<sub>i</sub>* = Infiltrationskoeffizient des Bodens im Frühjahr (mm/min)

*n* = Adsorptionskoeffizient des Bodens (gegenüber Grobsand)

Obwohl diese Formel für Nährstoffe und Bedingungen bei Schneeschmelze abgeleitet worden ist, zeigt sie anhand der Verknüpfung der verschiedenen Parameter gut die Problematik der Forderung nach einheitlichen Randstreifen im Einzugsgebiet zur Verhinderung des PSM-Eintrages. So gibt MANDER (1989) für *K<sub>i</sub>* Werte von 1 für Grobsand bis 0,1 für Ton an. Die Adsorptionsfähigkeit wichtet er aufgrund der spezifischen Oberfläche der Substrate für Nährstoffe entgegengesetzt.



Im Fall der untersuchten Herbizide steht aufgrund der überwiegenden Bindung an die organische Substanz diese im Vordergrund. Diese ist in den humosen Böden des Einzugsgebietes vom Halterner Mühlenbach stärker vertreten (Kap.5.2.4.2), so daß dort auch eine höhere Bindungsfähigkeit vorliegt. Ein Randstreifen muß daher im Stevereinzugsgebiet auf den Staunäseeböden (z.B. im Raum Nottuln) wesentlich breiter ausfallen als im Raum Merfeld. Hinzu kommt, daß die Abflüsse in einem Gebiet mit staunassem Boden und deutlicherem Relief stärker kumulieren und daß das Verhältnis zur Übertrittsbreite im Randbereich der Vorfluter ungünstiger ist.

In Anbetracht dieser insgesamt unvorteilhaften Verhältnisse ist somit ein Randstreifen von wenigen Metern für eine deutliche Reduzierung des Austrages an Phenylharnstoffen im Winter auf den Pseudogleyen als wenig effektiv anzusehen. Ferner wird bei den zumeist dränierten Schlägen evtl. infiltriertes Wasser im wesentlichen sehr schnell über die Grobporen und dann über die Drainage wieder abgeführt (Kap. 5.2.4.4). Somit würde von der zusätzlich infiltrierten Fracht an Herbiziden ein gewisser Prozentsatz wieder über die Drainage ausgetragen.

Insgesamt zeigt sich, daß ein gleichmäßiger Randstreifen von etwa 3-5 m auf den stauwasserbeeinflussten Böden mit hoch anstehendem Sd-Horizont im Stever-Einzugsgebiet im Winter nur einen sehr geringen Verhinderungseffekt für den Eintrag von Phenylharnstoffen in die Vorfluter hätte. Im Gebiet des Halterner Mühlenbaches könnte ein nur wenige Meter breiter Randstreifen bei flacher Hangneigung den Austrag von Terbutylazin im Sommer reduzieren. Aber auch im Winter wäre er bei leicht hängigen Lagen von Vorteil, wie die aufgefangenen, z.T. sehr geringen Abflußmengen in Merfeld zeigen. Bei einem allerdings auch hier registrierten kurzzeitigen Überstau einer ebenen Fläche aufgrund von Unterbodenverdichtungen sind für die Reduzierung des Austrages in der Winterhälfte mit dem Oberflächenabfluß andere Maßnahmen zur Erhöhung der Infiltrationskapazität angebracht, wie etwa die konservierende Bodenbearbeitung. Durch die damit verbundene Erhöhung der Regenwurmpopulation und Wurzelgänge führt diese Art der Bodenbearbeitung zu einem höheren Makroporenanteil und nach HENKE (1988) und KALBERLAH (1989) zu verbesserten Infiltrationsbedingungen. So verweist schon LAMMEL (1990) hinsichtlich des Nährstoffaustrages auf dränierten Schlägen auf einen negativen Nebeneffekt eines beschleunigten und verstärkten Austrages von Nährstoffen mit der Drainage. Auf die Herbizid-Wirkstoffe übertragen kann somit auch hier ein stärkerer Austrag mit der Drainage stattfinden.

Als wirkungsvoller Schutz vor hoher Erosion und stärkerem Oberflächenabfluß ist die konservierende Bodenbearbeitung aber vor allem auf den z.T. stärker hängigen, erosionsgefährdeten Parabraunerden im Bereich des Seppenrader Höhenzuges und damit für einen problematischen Teil im Einzugsgebiet des Halterner Mühlenbaches zu empfehlen. Das gilt auch für flächendeckende Untersaaten im Mais. Diese haben aufgrund der höheren Herbizidkonzentration direkt nach der



Anwendung einen höheren Stellenwert als z.B. die Winterzwischenfrüchte. Wie die Untersuchungen auf dem Schlag F2 in Nottuln zeigen, werden schon bei geringen Hangneigungen die verdichteten Fahrspuren problematisch. Nach DIEZ (1982) kann im Mais eine tiefe Auflockerung der Schlepperspuren zwischen Maisreihen den Oberflächenabfluß beträchtlich vermindern. Bei höheren Hangneigungen wird als zusätzliche Maßnahme eine vollständige, aufwendigere Konturbearbeitung empfohlen, da hier die Fahrspuren erosionsmindernd wirken. Da die Konturbearbeitung aber bei hohen Hangneigungen schon in leichten Senken die Gefahr von Durchbrüchen beinhaltet, sollten besonders problematische Schläge ganz aus der PSM-Anwendung herausgenommen werden.

Als Schlußfolgerung ergibt sich, daß im Stever-Einzugsgebiet nur bei einer flächendeckenden Aufwandreduzierung auf ca. 10 - 20 % der bisherigen Menge an Chlortoluron eine Wassergewinnung ohne vorherige Aufbereitung mit Aktivkohle möglich sein wird. Obwohl der Abbau für Isoproturon im Boden schneller verläuft, ist aufgrund der ermittelten schlechteren Sorption an die Bodenmatrix bei annähernd gleicher Aufwandmenge so gut wie kein Unterschied zu Chlortoluron im Konzentrationsverlauf der Vorfluter erkennbar. Da im Getreide so wirkungsvolle Maßnahmen wie eine Bandspritzung nicht möglich sind, kann die oben empfohlene Aufwandreduzierung allein aus der Änderung der fachlichen Praxis herrühren. Dies muß allerdings für die nähere Zukunft als unrealistisch angesehen werden.

Wie die Untersuchungen gezeigt haben, sind zwar auch im Stever-Einzugsgebiet besonders gefährdete Regionen auszuweisen innerhalb der generell problematischen Staunässeböden, die bei hohen Niederschlägen 2-3 mal so hohe Austräge als Fracht erbringen wie andere Einzugsgebiete. Ein Anwendungsverzicht hätte z.B. im Einzugsgebiet bei Nottuln auch eine dementsprechend hohe Austragsreduzierung der Fracht zur Folge. Die hohen Frachten beruhen aber auf selteneren sehr hohen Tagesniederschlägen mit dementsprechend hohen Abflüssen. Da die hohen Niederschläge gegenüber dem Sommer mit seinen Gewitterniederschlägen in der Winterhälfte zumeist flächendeckend fallen, rufen sie bei kurzfristig sehr hohen Abflüssen in der Stever eine hohe Konzentration im Hullerner Talsperre und - aufgrund des geringen Ausbaugrades und eines gewissen Durchflusses - auch vor der Entnahmestelle im Nordbecken hervor. Das langanhaltende, höhere Konzentrationsniveau hingegen ist in allen stark durch Pseudogleyböden dominierten Einzugsgebieten auch aufgrund der häufigen Dränierung etwa gleich.

Um das Konzentrationsniveau insgesamt zu senken, ist eine entsprechend große Fläche, vorzugsweise die besonders problematischen Regionen, aus der Anwendung von Herbiziden und vor allem von Phenylharnstoffen im Winter zu nehmen. Überschlüssig betrachtet dürfte es sich dabei aber um weit mehr als die Hälfte der stauwasserbeeinflussten oder besonders erosionsanfälligen ackerbaulichen Flächen im Stevereinzugsgebiet handeln. Da der Transport der Phenylharnstoffe überwiegend mit der wäßrigen Phase stattfindet, sind die in anderen Fällen sehr effektiven Schutzmaßnahmen

gegen Erosion wie die konservierende Bodenbearbeitung hier nicht hinreichend effektiv. Das höhere Infiltrationsvermögen durch Grobporen würde voraussichtlich zu einem höheren Anteil des Austrages mit dem "interflow" oder über die Dränage führen. Da aber jede Bodenpassage, auch eine schnelle, zu einer Austragsreduzierung beiträgt, ist, in Zusammenhang mit der langfristig damit verbundenen Erhöhung der organischen Substanz im Oberboden, eine solche Maßnahme insgesamt von Vorteil. Hingegen ist ein einheitlicher Randstreifen von z.B. 3-5 m Breite als wenig wirkungsvoll zur Verhinderung des Austrages von Phenylharnstoffen auf stauwasserbeeinflussten Böden einzustufen.

Kurz- bis mittelfristig sind mit Blick auf die untersuchten, in der Landwirtschaft eingesetzten Herbizide somit zwei generelle Möglichkeiten der Wassergewinnung auch ohne kontinuierliche Aufbereitung mit Aktivkohle denkbar:

- Überwiegend getrennte Land- und Wasserbewirtschaftung der Einzugsgebiete von Stever und von Halterner Mühlenbach im hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahr mit entsprechender Aufwandreduzierung im Maisanbau durch z.B. flächendeckende Bandspritzung und Herausnahme von problematischen Schlägen in den östlichen Teileinzugsgebieten des Halterner Mühlenbachs. Bei nicht ausreichender Wassermenge ist eine getrennte Aufbereitung des Steverwassers vorwiegend in der Sommerhälfte notwendig. Bei Einhaltung bzw. Konkretisierung der Auslegung aller bestehenden Vorschriften kann dieser aufzubereitende Anteil des Steverwassers allerdings auch hier voraussichtlich gering gehalten werden.
- Einheitliche Land- und Wasserbewirtschaftung beider Teilräume. Herausnahme von großen Anteilen der Wintergetreidefläche aus der Anwendung von Phenylharnstoffen auf problematischen Standorten und damit deutliche Konzentrationssenkung auch in der Winterhälfte. Ebenfalls im Sommer Reduzierung der Aufwandmenge auf etwa 1/3 im gesamten Einzugsgebiet (auch hier flächendeckender Einsatz der Bandspritzung).

Voraussetzung für die Einhaltung der Grenzwerte ist aber in jedem Fall eine intensive Beratung der Anwender hinsichtlich der Verletzlichkeitskriterien der Oberflächengewässer. Hierzu ist noch eine genauere oder erweiterte Definition des Begriffs "Gewässer" in der W630-Auflage notwendig, wie auch die dortige Aussage "Gefahr einer Abschwemmung" durch eine zeitliche Frequenzangabe konkretisiert werden sollte. Erst anschließend kann eine konsequente und möglichst öffentlichkeitswirksame Überprüfung der Einhaltung der W630-Auflage sowie der Entsorgung der technischen Restmenge und der Außenreinigung vorgenommen werden.

Aufgrund eines verbleibenden Risikos durch Unfallsituationen ist auch weiterhin eine ständige analytische Überprüfung des Wassers von der Talsperre bzw. vom Halterner Mühlenbach vor der Einleitung in das Südbecken notwendig, wie auch die Vorhaltung einer Aktivkohleaufbereitung. In diesem Zusammenhang ist zu fordern, daß nur solche Wirkstoffe eingesetzt bzw. zumindest von Seiten der Pflanzenschutzberater empfohlen werden, die analytisch in den entsprechenden Konzentrationen (ca. 0,05 µg/l) problemlos erfaßbar sind.

Langfristig ist ein Ersatz bzw. Verzicht auf die untersuchten Wirkstoffe anzustreben, da besonders die Phenylharnstoffe aufgrund ihrer mittleren Persistenz und ihrer mittleren Sorption bei weitgehender hydrolytischer Stabilität denkbar ungeeignet für den Einsatz in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren sind. Wenn aufgrund von landwirtschaftlicher Überproduktion langfristig nicht ganz auf Herbizide verzichtet werden kann, sind entweder sehr schnell abbaubare Wirkstoffe einzusetzen oder zumindest solche, die über ein schnelles und hohes Bindungsvermögen an die organische Substanz und an die Tonminerale verfügen bei einem anschließend noch möglichem Abbau.

Bei den Untersuchungen der Vorfluter auf Pflanzenschutzmittel wurden zwei Wirkstoffe gefunden (Diuron und Simazin), die vorwiegend nicht aus landwirtschaftlicher Anwendung stammen. Sie traten in stark wechselnden, teilweise erheblichen Konzentration auf. Beide sind vorwiegend im Sommer wirksamen Punktquellen zuzuordnen: Sie sind in den Abläufen der im Einzugsgebiet befindlichen Kläranlagen enthalten. Sie stammen vorwiegend aus der Anwendung auf versiegelten Flächen und werden mit dem abfließenden Wasser, das nach dem Pflanzenschutzmitteleinsatz hohe Wirkstoffkonzentrationen enthalten kann, über die Kanalisation in die Kläranlagen geleitet, wo sie nicht oder nur unzureichend abgebaut werden.

Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist gemäß § 6 Abs. 2 (PflSchG) auf Freiflächen nur dann gestattet, wenn diese landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzt werden. Die Anwendung auf versiegelten Flächen ist damit zunächst untersagt. Allerdings sieht der § 6 Abs. 3 Ausnahmen von dieser Regelung vor, "...wenn der angestrebte Zweck vordringlich ist und mit zumutbarem Aufwand auf andere Weise nicht erzielt werden kann und überwiegende öffentliche Interessen, ..., nicht entgegenstehen." Diese Ausnahmen sind durch die zuständige Behörde zu genehmigen.

Damit ist schon jetzt ein Instrumentarium geschaffen, die Einträge in die Vorfluter über diesen Pfad zu minimieren, da der PSM-Einsatz hier einem überwiegend öffentlichem Interesse, nämlich der Gewinnung unbelasteten Trinkwassers, entgegensteht. Die Zustimmung zur Anwendung des chemischen Pflanzenschutzes im Bereich der Gemeinden, also auf öffentlichen Wegen, Straßen und Plätzen im Einzugsgebiet, sollte grundsätzlich versagt werden. Auch ist auf die Unterlassung eines Herbizideinsatzes im Bereich von Industrieflächen und der militärischen Einrichtungen hinzuwirken.



Im Bereich der privaten Anwendung auf versiegelten Flächen, die prinzipiell ebenfalls der Genehmigung bedarf, de facto aber nicht kontrollierbar ist, muß durch intensive Aufklärung in den Massenmedien in geeigneter Form auf die Rechtslage und die, durch eine Nichtbeachtung entstehenden Probleme für die Trinkwasserversorgung hingewiesen werden.

Da zu den aktuellen Anwendungen von PSM im Einzugsgebiet durch die Deutschen Bundesbahn oder deren Beauftragten auf den Gleisanlagen trotz vielfältiger Bemühungen keine Informationen erhalten wurden, kann nur auf die prinzipielle Möglichkeit einer Regelung hingewiesen werden. Auf der Rechtsgrundlage von § 6 Abs. 2 (PflSchG) wären die Einträge aus der Behandlung der Bahnkörper zu minimieren bzw. auf solche Mittel zu beschränken, die eine sehr geringe Persistenz aufweisen und damit keine potentielle Gefährdung der Oberflächengewässer darstellen.

Weiterhin besteht die Möglichkeit, die Ausweisung des gesamten Einzugsgebietes als Wasserschutzgebiet gemäß § 19 Abs. 1 (WHG) nach dem Arbeitsblatt W 102 (DVGW 1975) zu betreiben. Unter realistischer Einschätzung des administrativen Aufwandes, der bei ähnlichen Vorhaben beobachteten Dauer des Verfahrens sowie der erheblichen Größe und sehr großen Heterogenität des Einzugsgebietes, wird dieser Möglichkeit z.Z. keine große Relevanz zugerechnet. Zudem hat das bereits vor Jahrzehnten begonnene Verfahren bis heute erst zur Ausweisung eines Schutzgebietes lediglich für die Halterner Talsperre selbst geführt. Die mögliche Veränderung rechtlicher Rahmenbedingungen, etwa durch Einführung EG-weiter Richtlinien (EG 1988), lassen es aber sinnvoll erscheinen, das Ausweisungsverfahren aus prinzipiellen Erwägungen weiter zu betreiben.

Allerdings ist für die Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleintrags in das Wasser der Talsperre eine Schutzgebietsausweisung für das Einzugsgebiet zunächst von sekundärer Bedeutung. Die Anwendung von Wirkstoffen, die in der Anlage 3 B zu § 3 Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung aufgenommen sind und damit in Wasserschutzgebieten nicht angewandt werden dürfen, kann gemäß § 3 Abs. 3 (1) durch die zuständige Behörde im Einzugsgebiet von Trinkwassergewinnungsanlagen auch ohne förmlich ausgewiesenes Schutzgebiet untersagt werden.

Eine entscheidende Behinderung der Einleitung von förmlichen Eingriffen in die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Einzugsgebiet der Halterner Talsperre ist z.Z. in der unzureichenden Auflistung von Wirkstoffen in der Anlage 3 B der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung zu sehen, die offensichtlich bisher weitgehend auf den Schutz von Grundwassereinzugsgebieten ausgerichtet ist. Mit Terbutylazin, Chlortoluron und Isoproturon sind drei der hier intensiv untersuchten Wirkstoffe, die auch in z.T. mit erheblichen Konzentrationen in den Gewässern des Einzugsgebietes auftreten, nicht in der o.g. Anlage aufgeführt. Auch die Wirkstoffe Metabenzthiazuron, Diuron und die Wirkstoffe aus der Gruppe der Phenoxyalkancarbonsäuren finden sich nicht



in der Anlage 3 B. Eine Aufnahme all jener Pflanzenschutzmittel, die über die oben beschriebenen Pfade in das Oberflächenwasser gelangen können, in die Anlage 3 der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung stellt zwar nur einen pragmatischen Ansatz für die Problemlösung dar, eröffnet aber schon relativ kurzfristig die Möglichkeit, ungeeignete Wirkstoffe aus der Anwendung zu nehmen. Es wird daher vorgeschlagen, daß für Trinkwassertalsperren eine Lösung gefunden wird, in der, etwa in § 3 Abs. 3 der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung zwischen Grund- und Oberflächenwassereinzugsgebieten differenziert wird und für letztere, in begründeten Fällen, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln unabhängig von Anlage 3 B zu § 3 der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung durch die zuständige Behörde untersagt werden kann.

## 7. Literatur

- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl., hrsg. von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern in der Bundesrepublik Deutschland, 331 S.; Hannover (in Kommission: Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart)
- AHUJA, L. (1986): Characterization and modelling of chemical transfer to runoff. *Advances in Soil Science* **4**, 149-188
- AHUJA, L., ROSS, J. D. & LEHMANN, O. R. (1981): A theoretical analysis of interflow of water through surface soil horizons with implications for movement of chemicals in field runoff. *Water Resources Res.* **17** (1), 65-72
- AHLSDORF, B., STOCK, R., LITZ, N., MILDE, G. & FRIESEL, P. (1987): Methodik und exemplarische Ergebnisse zur Erfassung von Grundwasserkontaminationen durch landwirtschaftliche Pflanzenschutzmittelanwendung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **55/II**, 499-504.
- ALKÄMPER, J. (1977): Wechselwirkung zwischen Verunkrautung und Düngung. *Proc. EWRS. Symp.* 9-21
- ALKÄMPER, J. (1988a): Einfluß der Unkrautbekämpfung auf Erosionsvorgänge im Mais. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh.* **XI**, 211-217
- ALKÄMPER, J. (1988b): Unkrautbewirtschaftung statt Unkrautbekämpfung *Gesunde Pflanzen* **40**, 171-175
- ALVA, A. K. & SINGH, M. (1990): Sorption of Bromacil, Diuron, Norflurazon, and Simazine at Various Horizons in Two Soils. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* **45**, 365-374
- AMANN, W., SCHUSTER, M., GILSBACH, W., KEES, H. & RAPEL, A. (1989): Auftreten von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser in Bayern. In: *Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien*, hrsg. von Müller-Wegener U. & Milde, G., 158-182; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- AMMON, H. U. & DIERAUER, H. U. (1986): Anforderungen an die Wirksamkeit integrierter Unkrautbekämpfungsmaßnahmen im Mais- und Getreidebau hinsichtlich der Herbizidresistenz. *Mitt. Schweiz. Landw.* **34**, 7-21
- AMMON, H. U. & BOHREN, CH. (1988): Ökologische Aspekte des Maisbaus aus der Sicht der Unkrautbekämpfung. *Mitt. Schweiz. Landw.* **36**, 51-59
- ARMSTRONG, A. C. (1983): The measurement of watertable levels in structured clay soils by means of open auger holes. *Earth Surface Processes and Landforms* **8**, 183-187
- ARNOLD, H. (1964). Die höhere Oberkreide im nordwestlichen Münsterland. *Fortschr. Geol. Rheind. u. Westf.* **7**, 649-678; Krefeld
- ARNOLD, H., BODE, H. & WORTMANN, H. (1960): Erläuterungen zu Blatt C 4310 Münster, A. Geologische Karte, B. Bodenkarte, C. Hydrogeologische Karte. *Übersichts-Kt. Nordrh.-Westf. 1:100000, Erl. C4310 Münster*, 324. S.; Krefeld

- AUFSESS, V. G., BEICHT, W., BOURQUIN, H. D., HANTGE, E., HEIL, J., MÜLLER, M. J., OPFERMANN, H., RIEMER, J., ZAHN, R. K. & ZIMMER, K. H. (1989): Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. Stoffbelastung der Fließgewässerbiootope, DVWK Schriftenreihe 88 (1), 1-78; Paul Parey Verlag, Hamburg / Berlin
- AURAND, K. (1989): Umwelthygienische Konzepte zur Vermeidung von Grund- und Trinkwasserkontaminationen durch Pflanzenschutzmittel. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 661-674; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York
- BACHTHALER, G. (1969): Veränderungen der Unkrautflora in Deutschland in Abhängigkeit von den veränderten Kulturmethoden. Angewandte Botanik 43, 59-69
- BAECKER, P. (1953): Probleme und Möglichkeiten hydrochemischer Forschung. Wasserwirtschaft und Wassertechnik 3 (6), 212-217
- BAEUMER, K. (1983): Pflanzenbau und Bodenbearbeitung. Rationalisierungskuratorium für Landwirtschaft, Kiel
- BAEUMER, K. (1990): Verfahren und Wirkung der Bodenbearbeitung. In: Integrierter Landbau. Systeme umweltbewußter Pflanzenproduktion, hrsg. von DIERCKS, R. & HEITEFUSS, R., 68-110; BLV Verlag-Ges., München
- BAKER, J.L., & LAFLEN J.M. (1979): Runoff losses of surface-applied herbicides as affected by wheel tracks and incorporation. J. Environ. Qual. 8, 4, 602-607
- BAKER, J. L., LAFLEN, J. M. & JOHNSON, H. P. (1978): Effekt of tillage systems on runoff losses of pesticides, a rainfall simulation study. Transactions of the ASAE 21, 886-892
- BAIER, CH., HURLE, K. & KIRCHHOFF, J. (1985): Datensammlung zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen für Gewässer. In: DVWK Schriftenreihe 74, 306 S.; Paul Parey Verlag, Hamburg / Berlin.
- BAILEY, G., SWANK, R. R. H. & NICHOLSON, H. P. (1974): Predicting pesticide runoff from agricultural land: a conceptual model. J. Environ. Qual. 3 (2), 95-102
- BAILEY, G. W., WHITE, J. L. & ROTHBURG, J. (1968): Adsorption of organic herbicides by montmorillonite: role of pH and chemical character of adsorbate. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32, 222-234
- BAKER, J. L., LAFLEN, J. F. & JOHNSON, H. P. (1978): Effect of tillage systems on runoff losses of pesticides, a rainfall simulation study. Transactions of the ASAE 21, 886-892
- BALDWIN, F. L., SANTELMANN, P. W. & DAVIDSON, J. M. (1975): Movement of Fluometuron across and through the soil. J. Env. Quality 4 (2), 191-194
- BANNICK, C. (1991): mündliche Mitteilung. Institut für Wasser-, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes; Berlin
- BARTELS, J. (1984): Pflanzenschutz nach Schadensschwellen in der Praxis möglich und sinnvoll. Pflanzenschutz- Praxis 1, 5-8

- BARTELS, J., WAHMHOF, W. & HEITEFUSS, R. (1984): Was ist bei der gezielten Unkrautbekämpfung nach Schadensschwellen noch zu beachten?. DLG- Mitteilungen, H.5, 236-240
- BARTELS, M. (1990): Optimaler Termin- niedrige Aufwandmenge. DLG- Mitteilungen, H.2, 58-63
- BAUMEISTER, P., & HURLE, K. (1975): Abbau von Atrazin und Simazin unter Freilandbedingungen. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderheft VII, 153-167.
- BBA (BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1986): Pflanzenschutzmittelverzeichnis 1986/87, Teil 1 (Ackerbau - Wiesen und Weiden - Hopfenbau - Sonderkulturen - Nichtkulturland - Gewässer), 34. Auflage., 232 S.; Braunschweig
- BBA (BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1991): Pflanzenschutzmittelverzeichnis 1991, Teil 1 (Ackerbau - Wiesen und Weiden - Hopfenbau - Sonderkulturen - Nichtkulturland - Gewässer), 39. Auflage., 160 S.; Braunschweig
- BECHER, H. (1985): Mögliche Auswirkungen einer schnellen Wasserbewegung in Böden mit Makroporen auf den Stofftransport. Z. dt. geol. Ges. 136/II, 303-309
- BEER, E. & HEITEFUSS, R. (1981a): Ermittlung von Bekämpfungsschwellen und wirtschaftlichen Schadensschwellen für monokotyle und dikotyle Unkräuter in Winterweizen und -gerste I. Zur Methodik der Bestimmung der Schwellenwerte unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und biologisch- technischer Einflußgrößen am Beispiel des Winterweizens. Z. PflKrankh. PflSchutz 87, 65- 85
- BEER, E. & HEITEFUSS, R. (1981b): Ermittlung von Bekämpfungsschwellen und wirtschaftlichen Schadensschwellen für monokotyle und dikotyle Unkräuter in Winterweizen und -gerste II. Bekämpfungsschwellen und wirtschaftliche Schadensschwellen in Abhängigkeit von verschiedenen Bekämpfungskosten, Produktpreisen und Ertragsniveau. Z. PflKrankh. PflSchutz 88, 321- 336
- BEER, E. (1985): Im Winterroggen: Unkrautbekämpfung nach Schadensschwellen?. DLG- Mitteilungen, H. 16, 902- 907
- BEER, E., BODENDÖRFER, H. & HEITEFUSS, R. (1988a): Untersuchungen über Schadensschwellen für Unkräuter in Wintergerste I. Wirkung der Herbizide in Abhängigkeit von Verunkrautung, Stickstoffdüngung und Fungizidanwendung Z. PflKrankh. PflSchutz 95, 225-240
- BEER, E., BODENDÖRFER, H. & HEITEFUSS, R. (1988b): Untersuchungen über Schadensschwellen für Unkräuter in Wintergerste II. Überprüfung der Leistung der Unkrautbekämpfung unter Berücksichtigung von Schwellenwerten und Stickstoffdüngung. Z. PflKrankh. PflSchutz 95, 241-257
- BERGER, B. (1989): Abbau von Isoproturon und Nebenwirkungen auf mikrobielle Aktivitäten im Boden bei der Anwendung im Nachauflauf-Winter und Nachauflauf-Frühjahr zum Winterweizen und Wintergerste. Dissertation, 125 S.; Göttingen
- BETZ, H.G. (1990): Unkraut im Getreide: Frühe Bekämpfung lohnt sich. DLG- Mitteilungen, H. 17, 790-792



- BEYENBURG, E. & BODE, H. (1939): Erläuterungen zu den Blättern Lünen und Hamm. Geologische Karte von Preussen, 83 S.; Berlin
- BEYER E. M., MICHAEL, J., DUFFY, J., V. HAY, J. & SCHLUETER, D. D. (1988): Sulfonyleureas. In: Herbicides: Chemistry, degradation and mode of action, Vol. 2, hrsg. von Kearney, P. C. & Kaufmann, D. D., 118-169; Verlag Dekker, New York
- BLAIR, A. M. & MARTIN, T. D. (1988): A Review of the Activity, Fate and Mode of Action of sulfonyleurea Herbicides. Pestic. Sci. **22**, 195-219;
- BLUMENBERG, E., KUHLMANN, J., STOEWENAU, M. HEITEFUSS, R. (1984): Zweijährige Erhebungen über die Höhe der Verunkrautung in Winterweizen (Raum Hildesheim) und Wintergerste (Raum Göttingen) und deren Bedeutung für die Berücksichtigung von Schadensschwellen. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. **X**, 149-157
- BLUMENBERG, E., HAGEMEISTER, H. & HEITEFUSS, R. (1987): Erhöhte Folgeverunkrautung bei der Berücksichtigung von Schadensschwellen?. Pflanzenschutz-Praxis, H.1, 38-40
- BODE, H. (1960): Erläuterungen zur Hydrogeologischen Karte 1:100000 Blatt Münster. In: ARNOLD, H., BODE, H., WORTMANN, H. (1960), 267-322
- BOEHNCKE, A., SIEBERS, J. & NOLTING, H. G. (1989): Verbleib von Pflanzenschutzmitteln in der Umwelt - Exposition, Bioakkumulation, Abbau - Teil B. Forschungsbericht **89-126** 05 008/02; 161 S.; Umweltbundesamt, Berlin
- BÖHRNSEN, A. & BRÄUTIGAM, V. (1990): Mechanische Unkrautbekämpfung mit Striegeln und Netzege in Winterweizen. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. **XII**, 463-472
- BÖTGER, H. (1985): Probleme der praktischen Anwendung von Schadensschwellen für Unkräuter im Getreide im Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover. Gesunde Pflanzen **37**, 133-136
- BÖTGER, H. (1991): Unkräuter und Ungräser im Getreide: Strategien 1991. Pflanzenschutz-Praxis, H.1, 4-6
- BÖTTGER, W., HEITEFUSS, R. & MEYER, B. (1977): Beziehungen zwischen Bodenmerkmalen, Sorptionsverhalten und Phytotoxizität bei Methabenzthiazuron, Chlortoluron und Terbutryn. Z. Pfl.krankh. u. Pfl.schutz Sonderheft VIII (1977), 283-300;
- BOLSENKÖTTER, H. & HILDEN, H. D. (1969): Ein Beitrag zur Talgeschichte der Stever und der unteren Lippe. Fortschr. Geol. Rheind. u. Westf. **20**, 91-110; Krefeld
- BOTSCHKE, J., WIECHMANN, H. & KREMER, S. (1989): Häufigkeit, Struktur und Erosivität (R-Faktoren) der Niederschläge an ausgewählten Standorten in Nordrhein-Westfalen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft **59** (2), 1041-1047
- BOTTCHER, A. B. , MONKE, E. J. & HUGGINS, L. F. (1981): Nutrient and Sediment Loadings from a Subsurface Drainage System. Transactions of the ASAE **24**, 1221-1226
- BOUCHARD, D. C. & LAVY, T. L. (1985): Hexazinone Adsorption-Desorption Studies with Soil and Organic Adsorbents. J. Environ. Qual. **14** (2), 181-186

- BOUCHARD, D. C. & WOOD, A. L. (1988): Pesticide sorption on geologic material of varying organic carbon content. *Toxicology and Industrial Health* **4** (3), 341-349
- BOUMA, J., DEKKER, L. W. & HAANS, J. C. F. (1980): Measurement of Depth to Water Table in a Heavy Clay Soil. *Soil Science* **130**, 264-270
- BOWMAN, B. T. (1989): Mobility and persistence of the herbicides atrazine, metolachlor and terbutylazine in plainfield sand determined using field lysimeters. *Environmental Toxicology and Chemistry* **8**, 485-491
- BOWMAN, R. S. & RICE, R. C. (1986): Accelerated Herbicide Leaching Resulting from Preferential Flow Phenomena and its Implications for Ground Water Contamination. National water well association (Dublin, OH), Proceedings, Conference on Southwestern Groundwater Issues, 413-425; Phoenix
- BRÄUTIGAM, V. (1990): Einfluß langjährig reduzierter Bodenbearbeitung auf die Unkrautentwicklung und -bekämpfung. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XII*, 219-227
- BROUWER, W. W. M., BOESTEN, J. L. T. I. & SIEGERS, W. G. (1990): Adsorption of transformation products of atrazine by soil., *Weed Research* **30**, 123-128
- BROWN, H. M. (1990): Mode of Action, Crop Selectivity, and Soil Relations of the Sulfonylurea Herbicides. *Pestic. Sci.* **29**, 263-281
- BRÜHL, H. & SPIERLING, P. (1986): Ein statistischer Methodenvergleich von Abflußmessungen mit dem hydrometrischen Flügel in kleinen Wasserläufen. *Deutsche Gewässerkundl. Mittlg.* **30** (5,6), 143-146
- BRUMHARD, B. (1991): Lysimeterversuche zum Langzeitverhalten der Herbizide Metamitron (Goltix<sup>®</sup>) und Methabenzthiazuron (Tribunil<sup>®</sup>) in einer Parabraunerde mit besonderer Berücksichtigung der Transport- und Verlagerungsprozesse unter Einbeziehung von Detailuntersuchungen. Institut für Radioagronomie, KFA Jülich, Dissertation (Bonn); Jülich
- BUNDERMANN, G. (1978): Hydrogeologisch- hydrochemische Untersuchungen der Grundwasserveränderung durch landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Mussum der Stadtwerke Bocholt GmbH (Westf.). 103 S., Dissertation; Bochum
- BUNTE, D. & PESTEMER, W. (1988): Herbiziddynamik im Boden. Forschungsbericht 1986-1988. In: Sonderforschungsbereich 179, Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen, 179-188; Braunschweig
- BURBERG, P. H., SIEDHOFF, K. & WIEMERS, H. (1990): Gewässerschutzprogramme für Landwirtschaftliche Intensivgebiete - Maßnahmen, Verfahren, Durchführung. Werkstattberichte zum Umweltschutz (5), hrsg. von Oberstadtdirektor der Stadt Münster, 201 S.; Münster
- BURKHARD, N. & GUTH, J. A. (1981): Chemical Hydrolysis of 2-Chloro-4,6-bis(alkylamino)-1,3,5-triazine herbicides and their breakdown in soil under the influence of adsorption. *Pestic. Sci.* **12**, 45-52
- BUCHNER, W. & KÖLLER, K. (1990): Integrierte Bodenbearbeitung, 127 S.; Ulmer Verlag, Stuttgart

- BURT, G. W. (1974): Volatility of Atrazine from Plant, Soil, and Glass surfaces. *J. Environ. Qual.* **3** (2), 114-117
- CAPRIEL, P. & HAISCH, A. (1983): Persistenz von Atrazin und seiner Metaboliten im Boden nach einmaliger Herbizidanwendung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **146** (1983) 474-480
- CHENG, H.H., FÜHR, F., JARCZYK, H.J. & MITTELSTAEDT, W. (1978): Degradation of Methabenzthiazuron in the soil. *J. Agric. Chem.* **26**, 595-599
- CLAY, S. A., ALLMARAS, A. A., KOSKINEN, W. C. & WYSE, D. L. (1988): Desorption of Atrazine and Cyanazine from Soil. *J. Environ. Qual.* **17** (4), 719-723
- COHEN, S. Z., EIDEN, C. & LORBER, M. N. (1986): Monitoring Ground Water for Pesticides. In: *Evaluation of Pesticides in Ground Water*, W. Y. Garner, R. C. Honeycutt, H. N. Nigg (Hrsg.). American Chemical Society, Washington, 171-196
- COLLINS, H. (1984): Dränung fördert den Schutz der Umwelt. *Wasser und Boden* **9**, 436-442
- COTTERILL, E. G. (1988): The effect of formulation as suspendable concentrate or wettable powder on degradation, adsorption and concentration in soil solution of chlortoluron. *Chemosphere* **17** (5), 1041-1047
- DAHM-ARENS, H. (1975): Erläuterungen zu Blatt C4306 Recklinghausen. 92 S. In: GLA (1975a)
- DAMBROTH, M. (1982): Konservierende Bodenbearbeitung eine Trendwende in der pflanzlichen Produktion. *Agrar-Übersicht* **33**, Nr. 5, 29-34
- DEREK, C., MUIR, G., YOO, J. & BAKER, B. (1978): Residue of Atrazine and n-deethylated Atrazine in Water from five Agricultural Watersheds in Quebec. *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* **7**, 221-235
- DELSCHEN, T. & KÖNIG, W. (1989): Bodenkartierung und Bodenprobenahme für Kulturböden im Rahmen der Altlastenuntersuchung. *LWA-Materialien* **3**, 33-41; Düsseldorf
- DEV (1989): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. 22. Lieferung, hrsg. von Fachgruppe Wasserchemie der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Institut für Normung; VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- DIEZ, T., (1982): Vermeidung von Erosionsschäden. *AID* **108**, 36 S.; Bonn
- DIEZ, TH. (1984): Wassererosion - eine zunehmende Gefahr für unsere Böden. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* **25**, 249-256
- DIEZ, T., KREITMAYR, J. & WEIGELT, H. (1988): Einfluß langjähriger pflugloser Ackerbewirtschaftung (System HORSCH) auf Pflanzenwachstum, Wirtschaftlichkeit und Boden. *Bayerisch. landwirtschaftliches Jahrbuch*, **65** (7), 789-812; München-Freising
- DIN 1185 (1973): Dränung - Regelung des Bodenwasser-Haushaltes durch Rohrdränung, Rohrlöse Dränung und Unterbodenmelioration. Blatt 1: Allgemeine Hinweise und Sonderfälle, 17 S.; Beuth-Verlag, Berlin - Köln



- DOHERTY, P. & WARREN, G. (1969): The adsorption of four herbicides by different types of organic matter and a Bentonite clay. *Weed Res.* **9**, 20-26
- DUNIGAN, E. P. & McINTOSH, T. H. (1971): Atrazine-soil organic matter interactions. *Weed Science* **19** (3), 279-282.
- DVGW (DEUTSCHER VEREIN VON GAS- UND WASSERFACHMÄNNERN E.V., Hrsg.) (1975): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, 2. Teil, Schutzgebiete für Trinkwassersalzsperren, Technische Regeln Arbeitsblatt W 102.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., Hrsg.) (1980): Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte. Teil I: Grundansprüche der Böden. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft **115**, 18 S.; Paul Parey, Hamburg / Berlin
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., Hrsg.) (1982): Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte. Teil II: Ermittlung von Standortkennwerten mit Hilfe der Grundansprüche der Böden. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft **116**, 15 S.; Paul Parey, Hamburg / Berlin
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., Hrsg.) (1986): Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte. Teil III: Anwendung der Kennwerte für die Melioration. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft **117**, 17 S.; Paul Parey, Hamburg / Berlin
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V., Hrsg.) (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffungsdaten, DVWK Schriften **89**, 216 S.; Paul Parey, Hamburg / Berlin
- DYCK, S. (1978): Angewandte Hydrologie. Teil 2: Der Wasserhaushalt der Flußgebiete. VEB Verlag für Bauwesen, 538 S.; VEB - Verlag, Berlin
- EG (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, Hrsg.) (1988): Vorschlag für eine Richtlinie für Maßnahmen der Gemeinschaft zum Schutz von Süß-, Küsten- und Meerwasser vor der Verunreinigung durch Nitrate aus diffusen Quellen. KOM (88) 708 ENDG. vom 22.12.1988
- EGGELSMANN, R. (1981): Dränanleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau. 2. Aufl., 171 S.; Paul Parey, Hamburg / Berlin
- EICHORN, H. (1985): Landtechnik. Ulmer Verlag, Stuttgart
- ELLING, W., HUBER, S. J., BANKSTAHL, B. & HOCK, B. (1987): Atmospheric Transport of Atrazine: A Simple Device for its Detection. *Environmental Pollution* **48**, 77-82
- EMBLING, S. J., COTTERILL, E. G. & HANCE, R. J. (1983): Effect of heat-treating soil and straw on the subsequent adsorption of chlortoluron and atrazine. *Weed Research* **23**, 357-363
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1982): Pesticide assessment guidelines, Subdivision N, Chemistry: Environmental fate. EPA 540/9-82-021; Washington, D.C.
- ERICKSON, L. E. & Lee, K. H. (1989): Degradation of atrazine and related s-triazines. *Critical Reviews in Environmental Control* **19** (1), 1-14.



- ESTLER, M. (1988): Möglichkeiten und Grenzen der mechanischen Unkrautbekämpfung. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. X, 33-44
- ESTLER, M. & SOMMER, C. (1989): Stand der Technik, Entwicklungstendenzen und Forschungsbedarf bei der Mulchsaatechnik für Zuckerrüben und Mais. In: Bodenbearbeitungs- und Bestellsysteme in der Diskussion, KTBL-DLG-Vortragstagung 26. April 1989, hrsg. KTBL; Darmstadt
- EVERTS, C., KANWAR, R. E., ALEXANDER, Jr. C. A. & ALEXANDER, S. C. (1989): Comparison of Tracer Mobilities under Laboratory and Field Conditions. J. Environ. Qual. 18, 491-498
- FABIS, J., GÄTH, S. & FREDE, H. G. (1991): Erfassung langjähriger Stofffrachten im Wassereinzugsgebiet der Stever und des Halterner Mühlenbaches. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellschaft 66 (II), 931-934
- FINCK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten. Verlag Ferdinand Hirt, Kiel
- FOERSTER, P. & NEUMANN, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim 7; Hildesheim
- FRANK, R. & SIRON, G. (1979): Atrazine: its use in corn production and its loss to stream waters in southern Ontario, 1975-1977. The Science of the Total Env. 12, 223-239
- FRANK, R. & SIRON, G. J. (1985): Dissipation of Atrazine Residues from Soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34, 541-548.
- FRANK, R., BRAUN, H. B., RIPLEY, B. D. & Clegg, B. S. (1990): Contamination of Rural Ponds with Pesticide, 1971-85, Ontario, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 44, 401-409
- FRANZ, K., KAISER, F. & GEROWITT, B. (1990): Wirkung unterschiedlich hoher Stickstoffdüngung auf die Entwicklung und Samenproduktion ausgewählter Unkrautarten im Winterweizen. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XIII, 127-135
- FRIEGE, H. & VAN BERK, W. (1989): Pestizide in Oberflächen-, Grund- und Rohwässern in Nordrhein-Westfalen: Meßstrategie, Analytik und Ergebnisse. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 397-414; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- FRIESEL, P., STOCK, R., AHLSDORF, B., VON KUNOWSKI, J., STEINER, B. & MILDE, G. (1987): Untersuchung auf Grundwasserkontamination durch Pflanzenbehandlungsmittel - eine Bestandsaufnahme an ausgewählten Grundwasserlagerstätten -. Erich Schmidt Verlag; Berlin
- FÜHR F., BRUMHARD, B., MITTELSTAEDT, W. & PÜTZ, T. H. (1989): Möglichkeiten und Grenzen von Untersuchungen mit  $^{14}\text{C}$ -markierten Herbizidwirkstoffen zur Vorhersage der Auswaschungsneigung von PSM in Böden. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 107-128, Gustav Fischer Verlag; Stuttgart/New York

- FÜHR, F., KLOSKOWSKI, R. & BURAUDEL, P. W. (1985): Bedeutung der gebundenen Rückstände. In: Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft **198**, Sonderheft, hrsg. von Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 106-117; Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
- FÜHR, F. & MITTELSTAEDT (1976): Das Abbauverhalten von Methabenzthiazuron in Boden und Pflanze nach Applikation von Methabenzthiazuron-[benzolkern-U-<sup>14</sup>C] an Sommerweizen unter Freilandbedingungen im Anwendungsjahr und Nachbau. Landw. Forsch. **32**, Sonderheft 1, 286-294
- FUNARI, E., ACQUAFRESCA, G. & ARCA, F. (1989): Preliminary report on the atrazine and molinate water supply contamination in Italy. Chemosphere **18** (11/12), 2339-2343
- FOURNIER, J.-C., SOULAS, G. & CATROUX, G. (1975): Dégradation microbienne de l'isoproturon dans des modèles de laboratoire. Chemosphere **4**, 207-214
- GAILLARDON, P., CALVET, R. & GAUDRY, J.C. (1980): Adsorption des quelques phénylurées herbicides par des arides humiques Weed Res. **20**, 201-204
- GANZELMEIER, H. (1986): Abtrift beim Einsatz von Sprüh- und Stäubegeräten im Obst- und Ackerbau. Grundle. Landtechnik **36**, 174-179
- GANZELMEIER, H. (1990a): Neues bei Feldspritzgeräten- ein Bericht über die wichtigsten Neuerungen der Agritechnica Gesunde Pflanzen **42**, 40-45
- GANZELMEIER, H. (1990b): Neue Geräteentwicklungen zur Abtriftverminderung. Gesunde Pflanzen **42**, 174-181
- GANZELMEIER, H. (1990c): Mit neuer Technik- Abtrift vermeiden. DLG-Mitteilungen, H.8, 384-388
- GEISLER, G. (1987): Pflanzenbau. Ein Lehrbuch. Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion, 496-513 (2. Auflage); Paul Parey Verlag, Hamburg / Berlin
- GELSENWASSER AG (1981): Technik bei Gelsenwasser. 32 S.; Gelsenkirchen
- GELSENWASSER AG (1987, 1988, 1989, 1990, 1991): Wasseranalysen - EDV-Ausdruck Statistik 1. Schriftliche Mitteilung der GELSENWASSER AG (unveröffentlicht); Gelsenkirchen
- GELSENWASSER AG (1992): pers. Mitteilung
- GEROWITT, B., BODENDÖRFER, H. & HEITEFUSS, R. (1984): Zur Wirtschaftlichkeit des Herbizideinsatzes im Getreide-Auswertung von Versuchen des Pflanzenschutzdienstes aus den Jahren 1977- 81. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. X, 127-135
- GEROWITT, B. & HEITEFUSS, R. (1989): Sind Schadensschwellen "out"? Pflanzenschutz-Praxis, H.3, 9-11
- GISSL, H. (1988): Über das Vorkommen ausgewählter Pflanzenschutzmittel in Wasser unter besonderer Berücksichtigung des Grundwassers. Dissertation, 139 S.; Hohenheim
- GISSL, H. & HURLE, K. (1984): Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg **8**, 80 S.; Stuttgart

- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1962a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100000, mit Erläuterungen: C 4310 Münster. In: ARNOLD, H., BODE, H. & WORTMANN, H. (1962)
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1962b): Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100000, mit Erläuterungen: C 4310 Münster. In: ARNOLD, H., BODE, H. & WORTMANN, H. (1962)
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1975a): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:100000, mit Erläuterungen: C 4306 Recklinghausen; Krefeld
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1975b): Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100000 mit Erläuterungen: C 4306 Recklinghausen; Krefeld
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1984): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50000: L 4310 Lünen; Krefeld
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1987a): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50000: L 4110 Münster, L 4308 Recklinghausen; Krefeld
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1987b): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100000 mit Erläuterungen: L 4308 Recklinghausen, 2. Aufl.; Krefeld
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1989): Schriftl. Mitteilung Dr. M. Koch. Wasseranalysen der Meßtischblattaufnahme der Hydrogeologischen Karte 1:100000 C 4306 Recklinghausen, Blatt: 4008 Gescher, 4009 Coesfeld, 4108 Reken, 4109 Dülmen
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1990): Bodenkarte 1:5000 zur landwirtschaftlichen Standorterkundung. Kalibriergebiet Nottuln, Südkirchen, Merfeld und Hochmoor; Krefeld
- GOLISCH, G. (1983): Pflugloser Ackerbau? Rationalisierungskuratorium für Landwirtschaft, Kiel
- GORBACH, S. G., BOS, U., THIER, H. P., FREHSE, H. & WEINMANN, W. D. (1982): Abschnitt XI: Statistische Beurteilung von Analyseverfahren und Analyseergebnissen. In: Methodensammlung zur Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln.; Verlag Chemie, Weinheim
- GRÄPEL, H. & SCHILLER, R. (1981): Einfluß gestaffelter Anwendungstermine Isoproturonhaltiger Herbizide in Wintergetreide auf Bekämpfungserfolg und Ertrag. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. IX, 413-418
- GRAMATTE, A. (1988): Über den Einfluß des Zustandes der Fließgewässer und ihres Uferbereiches auf die Wasserqualität von Trinkwassertalsperren - Untersuchungen, Geländeaufnahmen, Sanierungskonzepte. Dissertation, 187 S.; Gießen
- GROSS, D., LAANIO, T., DUPIUS, G. & ESSER, H.O. (1979): The metabolic behaviour of chlortoluron in wheat and soil. Pest. Biochem. Phys. 10, 49-59
- GROVER, R. (1966): Influence of organic matter, texture and available water on the toxicity of simazine in soil. Weeds 14, 148-154



- GUTH, J.A. & HÖRMANN, W.D. (1987): Problematik und Relevanz von Pflanzenschutzmittel-Spuren im Grund-(Trink)-Wasser. In: Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel, hrsg. von Milde, G. & Friesel, P., 51-65; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- HÄFNER, M. (1989): Wichtige Aspekte zum Schutz des Grundwassers vor Pflanzenschutzmittel-Rückständen - dargestellt am Beispiel der Chlortriazine Atrazin, Simazin und Terbutylazin In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 261-294; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- HÄSSELBARTH, U. (1987): Zur Erfassung und Bewertung von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Trinkwässern entsprechend der Novelle der Trinkwasserverordnung. In: Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel, hrsg. von Milde, G. & Friesel, P., 45-51; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- HAHN, J. (1980): Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit durch anthropogenen Einflüsse in norddeutschen Lockergesteinsgebieten. Geologisches Jahrbuch Reihe C (27), 3-43; Hannover
- HAIDER, J. (1991): Pestizide im Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **66** (III), 951-954
- HALL, J. K. (1974): Erosional losses of s-triazine herbicides. J. Environ. Qual. **3** (2), 174-180
- HALL, J.K., HARTWIG, N.L. & HOFFMAN, L.D. (1983): Application mode and alternate cropping effects on Atrazine losses from a hillside. - J. Env. Qual. **12**, 3, 336-340
- HALL, J. K., PAWLUS, M. & HIGGINS, E. R. (1972): Losses of Atrazine in Runoff Water and Soil Sediment.: Vol. 1 (2). J. Environ. Quality, 172-176
- HALLBERG, G. R., BAKER, J. L. & RANDALL, G. W. (1986): Utility of tileline effluent studies to evaluate the impact of agricultural practices on groundwater. In: Proc. of Conference on Agricultural Impacts on Ground Water, Omaha 11.-13. August, National Water Well Association; Dublin
- HAMAKER, J. W. (1972): Decomposition: Quantitative aspects. In: Organic Chemicals in the Soil Environment, hrsg. von Goring, C. A. I. & Hamaker, C. J., Vol. 1, 253-340; Verlag Dekker, New York
- HANCE, R.J. (1965): The adsorption of urea and some of its derivatives by a variety of soils. Weed Res. **5**, 98-107
- HANCE, R. (1969): Influence of pH, exchangeable cation and the presence of organic matter on the adsorption of some herbicides by montmorillonite. Can. J. Soil Sci **49**, 357-364
- HANCE, R.J. (1979): Effect of pH on the degradation of atrazine, dichlorprop, linuron and propyzamide in soil. Pestic. Sci. **10**, 83-86
- HARRIS, C.I. & SHEETS, T.J. (1965): Influence of soil properties on adsorption and phytotoxicity of CIPS, diuron and simazine. Weeds **13**, 215-219
- HEEGE, H. J. & KIEFER, J. (1986): Wunsch und Wirklichkeit in der Bestelltechnik, DLG - Mitteilungen **14**, 766-768



- HEINRICHSBAUER, J. (1985): Geologie und Hydrogeologie in den östlichen Baumbergen (Raum Nottuln / Schapdetten), Teil 1: Geologie, Teil 2: Hydrogeologie, Diplomarbeit (unveröffentlicht), Geologisch-Palaöntologisches Institut; Münster
- HEITEFUSS, R., IBENTHAL, W. D. & WAHMHOF, W. (1984): Unkrautbekämpfung nach Schadensschwellen im Getreidebau. AID **138**, 16 S.; Bonn
- HEITEFUSS, R. & WAHMHOF, W. (1985): Grundsätzliche Überlegungen zum Konzept der wirtschaftlichen Schadensschwellen bei der Unkrautbekämpfung. Gesunde Pflanzen **37**, 81-86
- HELLING, C. S. (1970): Movement of s-triazine herbicides in soils. Residue Reviews **32**, 175-210
- HELLING, Ch. S. (1971a): Pesticide mobility in soils. I. Parameters of thin-layer chromatography. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **35**, 732-737
- HELLING, Ch. S. (1971b): Pesticide mobility in soils. II. Applications of soil thin-layer chromatography. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **35**, 737-743
- HELLING, Ch. S. (1971c): Pesticide mobility in soils. III. Influence of soil properties. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **35**, 743-748
- HEMPEL, L. (1954): Beobachtungen über die Empfindlichkeit von Ackerböden gegenüber der Bodenerosion. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **64** (1), 42-54
- HENGST, B. (1982): Der Einfluß der Düngung auf die Zusammensetzung der Unkrautflora, untersucht am Dauerdüngungsversuch Dikopshof. Dissertation; Bonn
- HENKE, U. (1988): Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Regenwurmakktivität. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **55/II**, 885-889
- HERKLOTZ, K. & PESTEMER, W. (1987): Modelluntersuchungen zur Charakterisierung des Mobilitätsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln. In: Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel, hrsg. Milde, G. & Friesel, P., 191-209; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- HERRMANN, A., MALOSZEWSKI, P., RAU, R., ROSENOW, W. & STICHLER, W. (1984): Anwendung von Tracertechniken zur Erfassung des Wasserumsatzes in kleinen Einzugsgebieten - ein Forschungskonzept für die Oberharzer Untersuchungsgebiete. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen **28** (3), 65-74; Koblenz
- HERTEL, W. (1989): Gesichtspunkte des Grundwasserschutzes beim Vollzug des Pflanzenschutzgesetzes. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 77-95; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- HERZEL, F. & SCHMIDT, G. (1979): Prüfung des Versickerungsverhaltens von Pflanzenschutzmitteln an Lysimetern und Kleinsäulen. WaBoLu-Berichte, Institut für Wasser-, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes **3**, 1-16; Berlin
- HERZEL, F. (1987): Einstufung von Pflanzenschutzmitteln aus der Sicht des Trinkwasserschutzes. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd. **39** (7), 97-104; Braunschweig

- HILDEBRANDT, A., HAMMER, W., SCHÖN, H. & HILLE, M. (1986): Umfang und Art des chemischen Pflanzenschutzes in der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland bei unterschiedlichen Betriebs- und Standortverhältnissen. *Landbauforschung Völkenrode* **36** (3/4), 201-218; Völkenrode
- HILLE, M. (1988): Erhebung über Art und Menge der während des Erntejahres 1987 in verschiedenen Ackerbaukulturen angewendeten Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft **243**; Braunschweig
- HILTBOLD, A. E. & BUCHANAN, G. A. (1977): Influence of Soil pH of Atrazine in the Field. *Weed Science* **25** (1977), 515-520.
- HINZ, E. (1982): Geologie und Hydrogeologie in den südöstlichen Baumbergen. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Geologisch-Paläontologisches Institut; Münster
- HÖLTING, B. (1989): Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 3. Aufl., 396 S., Enke; Stuttgart
- HÖTZL, H. (1982): Statistische Methoden zur Auswertung hydrochemischer Daten. DVWK Schriftenreihe **54**, 3-69, Paul Parey; Hamburg / Berlin
- HOFFMANN, M. (1990): Thermische Unkrautbekämpfung- Stand und Zukunftsperspektiven. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XII, 439-445
- HOGUE, E. J., KHAN, S. U. & GAUNCE, A. (1981): Leaching of four orchard herbicides in soil columns. *Can. J. Soil Sci.* **61**, 401-407
- HOLLING, (1988): mündliche Mitteilung. Kreisstelle Coesfeld der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe; Coesfeld
- HOLLING, (1991): mündliche Mitteilung. Kreisstelle Coesfeld der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe; Coesfeld
- HOPPE, H., KELLNER, G., BECKER, H. & ISENBERG, A. (1986) : Wirtschaftlichkeit verschiedener Pflanzenschutzintensitäten im Winterweizenanbau. *Gesunde Pflanzen* **38**, 234-242
- HUBER, B. (1990): Eine Strategie für Wasserschutzgebiete. DLG- Mitteilungen, H.7, 318-320
- HUFF, H.-P., WALLMÜLLER, F. & ROSE, E. (1988): Einfluß winterharter und nicht winter harter Zwischenfrucht auf die Sequenzverunkrautung bei Direktsaat Mais. Z. Pfl-Krankh. PflSchutz, Sonderh. XI, 345-348
- HURLE, K. (1973): Lag-Phase Studium mit DNOC und 2,4-D im Boden. *Proceed. European Weed Research Council Symp., Herbicide and the soil*, 151-162; Oxford
- HURLE, K. (1977): Vergleich von Biotests mit chemisch-analytischen Methoden zum Nachweis von Atrazin, 2,4-D, DNOC und Napropamid im Boden. *Weed Research* **17**, 25-32.
- HURLE, K. (1982): Untersuchungen zum Abbau von Herbiziden in Böden. *Acta Phytomedica* **8**, 120 S.; Paul-Parey, Berlin - Hamburg

- HURLE, K. (1989): Pflanzenschutz und Grundwasser. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 129-136; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- HURLE, K. (1991): Untersuchungen über Mobilität und Persistenz von Pflanzenschutzmitteln in Bodenprofilen und im Bodenwasser als mögliche Ursache für ihr Auftreten im Grundwasser. In: Aufklärung der für den Pflanzenschutzmitteleintrag ins Grundwasser verantwortlichen Vorgänge, insbesondere im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung. Zwischenbericht des BMFT - Verbundvorhabens 02 - WT 83137, 8 S.
- HURLE, K. & JOHANNES, H. (1979): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer. Gewässerpflege - Bodennutzung - Landschaftsschutz, (Vorträge und Diskussionen der KWK-Fachtagung, Oktober 1978 in Bad Dürkheim). DVWK Schriftenreihe 40, 118-144; Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- HURLE, K., GIESSL, H. & KIRCHHOFF, J. (1987): Über das Vorkommen einiger ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. In: Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel, hrsg. von Milde, G. & Friesel, P., 169-191, Gustav Fischer Verlag; Stuttgart/New York
- HURLE, K. & KEMMER, A. (1987): Wiederbelebung von Hacke und Striegel? Möglichkeiten und Grenzen mechanischer Unkrautbekämpfung. Pflanzenschutz- Praxis, H.2, 36-41
- IHP/OHP (INTERNATIONALES HYDROLOGISCHES PROGRAMM DER UNESCO / OPERATIONELLES HYDROLOGISCHES PROGRAMM DER WMO IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND) (1985): Empfehlung für die Auswertung der Messergebnisse von kleinen hydrologischen Untersuchungsgebieten. Deutsches IHP/OHP-Nationalkomitee, Heft 5, 92 S.; Koblenz
- IPS (INDUSTRIEVERBAND PFLANZENSCHUTZ) (1987): Pflanzenschutzwirkstoffe und Trinkwasser. Ergebnisse einer Untersuchungsreihe der Pflanzenschutzindustrie, 5-35, Industrieverband Pflanzenschutz e.V.; Frankfurt/Main
- IRLA, E. (1988): Hack- und Bandspritzgeräte in Reihenkulturen. Mitt. Schweiz. Landw. 36, 61-65
- IVA (INDUSTRIEVERBAND AGRAR) (1990): Wirkstoffe in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln: physikalisch-chemische und toxikologische Daten. 2.Aufl., 478 S.; BLV-Verlag, München - Wien - Zürich
- IVA (INDUSTRIEVERBAND AGRAR) (1991): schriftl. Mitteilung. Produktinformation HOECHST; Frankfurt
- JACOB, D. (1974): Isotopensondierung zur Ermittlung des wasserwirtschaftlich nutzbaren Porenraumes der Halterner Sande in der Haard südlich Haltern (Westfalen). Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. 20, 405-424; Krefeld
- JACOB, H., SONNTAG, C., SCHMITZ, U. & LÖFFELHARDT, P. (1990): Sickerwasserbewegung und Separierung von Oberflächenabflußkomponenten (Traceruntersuchungen). In: PLATE (1990)
- JARCZYK, H.J. (1972): Über die Migration von Herbiziden in verschiedenen Bodenarten. Schr. Reihe Verein WaBoLu, 37, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

- JENSEN, K. I. N. & KIMBALL, E. R. (1982): The comparative behaviour of simazine and terbacil in soils. *Weed Research* **22** , 7-12
- JURY, W. A., ELABD, H., CLENDENING, L. D. & RESKETO, M. (1986): Evaluation of Pesticide Transport Screening Models under Field Conditions. In: Evaluation of Pesticides in Ground Water, hrsg. von Garner, W. & Honeycutt, Y., Nigg. American Chemical Society, 384-395; Washington
- JURY, W. A., FOCHT, D. D. & FARMER, W. J. (1987): Evaluation of Pesticide Groundwater Pollution Potential from Standard Indices of Soil-Chemical Adsorption and Biodegradation. *J. Environ. Qual.* **16** (4), 422-428
- KHAN, S. U. & MARRIAGE, P. B. (1977): Residues of Atrazine and Its Metabolites in an Orchard Soil and Their Uptake by Oat Plants. *J. Agric. Food Chem.* **25**, 1408-1413
- KALBERLAH, O. (1989): Untersuchung zur Populationsdynamik von Lumbriciden und die Rolle der biogenen Makroporen. In Forschungsbericht 1986-1989 SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" Tu Braunschweig, 343-356; Braunschweig
- KAUFMAN, D. D. & KEARNEY, P.C. (1970): Microbial degradation of s-triazine herbicides. *Residue Reviews* **32** , 235-265
- KAUFMAN, D. D., KEARNEY, P. C. & SHEETS, T. J. (1965): Microbial degradation of simazine. *J. Agric. Food Chem.* **13** (3) , 238-242
- KARRENBERG, H. (1981): Hydrogeologie der nichtverkarstungsfähigen Festgesteine. 280 S.; Springer, Wien - New York
- KATASTERAMT COESFELD (1989): Hauptübersicht der Liegenschaften 31.12.1988.; Coesfeld
- KEARNEY, P., SHEETS, T. J. & SMITH, J. W. (1964): Volatility of seven s-Triazines. *Weeds* **12**, 83-87
- KEES, H. (1984): Herbizidspätenwendung in Wintergerste. *Gesunde Pflanzen* **36**, 389-395
- KEES, H. (1985): Unkrautbekämpfung im Wintergetreide: Herbst, Winter oder Frühjahr. *DLG-Mitteilungen*, H.16, 908-916
- KEES, H. (1986): Schadensschwellenprinzip und Folgeverunkrautung. *DLG- Mitteilungen*, H.17, 28-931
- KEES, H. (1990a): Unkrautbekämpfung in Mais- die aktuelle Situation. *Pflanzenschutz-Praxis*, H.2, 10-13
- KEES, H. (1990b): In Mais- Mulchsaaten Unkräuter bekämpfen. *Pflanzenschutz-Praxis*, H.1, 47-51
- KEES, H. und A. LUTZ (1991): Was Sie statt Atrazin einsetzen können. *Pflanzenschutz-Praxis*, H.2, 18-21
- KHAN, S. U. & SAIDEK, W. J. (1981): Residues of atrazine and its metabolites after prolonged usage. *Weed Research*, **21**, 9-12



- KIBLER, E. (1979): Freiland- und Laborversuche zur Abbaukinetik von Chlortoluron und Simazin in Böden in Gegenwart anderer Pflanzenschutzmittel. Dissertation, 86 S.; Hohenheim
- KLADIVKO, E. J., Van SCOYOC, G. E., MONKE, E. J., OATES, K. M. & Pask, W. (1991): Pesticide and Nutrient Movement into Subsurface Tile Drains on a Silt Loam Soil in Indiana. *J. Environ. Qual.* **20**, 264-270
- KLAINE, S. J., HINMAN, M. L., WINKELMANN, D. A., SAUSER, K. R., MARTIN, J. R. & MOORE, L. W. (1988): Characterization of Agricultural Nonpoint Pollution: Pesticide Migration in a West Tennessee Watershed. *Environmental Toxicology and Chemistry* **7**, 609-614
- KLEINE, W. (1985): Aquiferparameter des Campans (Oberkreide) der Baumberge. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Geologisch-Paläontologisches Institut; Münster
- KLEINE, W., LITZ, N. MÜLLER-WEGENER, U. & MILDE, G. (1989a): Strategie und bisherige Ergebnisse einer Beprobungsserie von Eigenwasserversorgungsanlagen auf PSM-Belastungen im Grundwasser. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **59**, 1079-1984
- KLEINE, W., LITZ, N., MILDE, G., MÜLLER-WEGENER, U. & ZEEB, E. (1989b): Pflanzenschutzmittelanwendung im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern und deren Auswirkung auf das Trinkwasser - Zwischenbericht. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (unveröffentlicht), 136 S.; Berlin
- KLEINE, W., EHRIG, C., KASCHANIAN, B. MÜLLER-WEGENER, U. & MILDE, G. (1992): Möglichkeiten der Sanierung eines mit Pflanzenschutzmitteln kontaminierten Trinkwassereinzugsgebietes. *Schr. Reihe Verein WaBoLu*, Gustav Fischer Verlag (im Druck)
- KOCH, H. (1989): Viel Wind um kleine Tropfen. *Pflanzenschutz- Praxis*, H.2, 13-15
- KÖTTER, K. (1974): Zum Nährstoffhaushalt der Stevertalsperre Haltern. *Vom Wasser* **43**, 73-106; Weinheim
- KÖTTER, K. & SCHLETT, C. (1988): Methodik und Ergebnisse von Herbiziduntersuchungen an Roh- und Trinkwässern der GELSENWASSER AG. *Pestizide im Gewässer. Fachgespräch des LWA, LWA-Materialien 2/88*, 62-82; Düsseldorf
- KÖTTER, K. & SCHLETT, C. (1989): Herbizide in Roh- und Trinkwässern eines Wasserversorgungsunternehmens - Analytik und Befunde -. In: *Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien*, hrsg. von Müller-Wegener, U & Milde, G., 457-480; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- KOHSIEK, H. (1986): Gezielte Anwendung und Reduzierung der Restmengen beim Pflanzenschutz im Ackerbau. *Gesunde Pflanzen* **38**, 54-57
- KOHSIEK, H. (1988): Befüllen von Pflanzenschutzgeräten - Vorsicht bei der Wasserentnahme aus Leitungen und offenen Gewässern. *AID* **2079**, Faltblatt; Bonn
- KOHSIEK, H. & RIETZ, S. (1987): Spritz- und Sprühgeräte in Landwirtschaft und Gartenbau. *AID* **1081**, 32 S.; Bonn

- KRAUSE, E. (1988): mündliche Mitteilung, Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe; Münster
- KRAUSE, E. (1989): Konsequenzen eines strikten Grundwasserschutzes vor Pflanzenschutzmittelkontaminationen für landwirtschaftliche Betriebe im Münsterland. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 653-660; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- KÜRTEN, M. (1990): Austrag von Triazin- und Phenylharnstoffherbiziden aus landwirtschaftlichen Nutzflächen durch oberflächliche Abschwemmung. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Pflanzenpathologie und Pflanzenschutz; Göttingen
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERTFEGGER, G. (1988): Bodenkunde. UTB für Wissenschaft 1106, 4. Aufl., 568 S.; Ulmer, Stuttgart
- KURZ, R. (1989): Untersuchung von Pflanzenbehandlungsmitteln im Rhein, Uferfiltrat und Regen. Instrumentalized Analytical Chemistry and Computer Technology (InCOM 1989), 27-40; GIT Verlag, Darmstadt
- LAHM, B., MADER, T. & FISCHER, W. (1991): Terbutylazin: Sorptionsverhalten im Labor und Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität im Feld. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **63**, 131-134
- LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation, 147 S.; Gießen
- LASKOWSKI, D. A., SWANN, R. L., McCALL, P. J. & BIDLACK, H. D. (1983): Soil degradation studies. *Residue Reviews* **85**, 139-147.
- LDS (LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NORDRHEIN-WESTFALEN) (1988a): Ackerland der landwirtschaftlichen Betriebe und Forstbetriebe im Mai 1983 - Kreis Coesfeld; Düsseldorf
- LDS (LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NORDRHEIN-WESTFALEN) (1988b): Bodennutzung in Nordrhein-Westfalen 1987 - Endgültiges Ergebnis. Statistische Berichte; Düsseldorf
- LENNARTZ, B., RAMBOW, J., WIDMOSER, J. & WIDMOSER, P. (1991): Einfluß des Bodenwasserhaushaltes auf die Verlagerung ausgewählter s - Triazine. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **63**, 135-138
- LEONARD, R. A., LANGDALE, G. W. & FLEMING, W. G. (1979): Herbicide runoff from upland piedmont watersheds - data and implications for modelling pesticides transport. *J. Environ. Qual.* **8** (2), 223-229
- LEUCHS, W., NIESSNER, M., VAN BERK, W., SKARK, C. & OBERMANN, P. (1990): Vorkommen von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Grundwässern Nordrhein-Westfalens und Folgerungen für Sanierungskonzepte. *Wasser und Boden* **42**, 131-137; Hamburg
- LITZ, N., KLEINE, W., MÜLLER-WEGENER, U. & MILDE, G. (1989): Strategien der Sanierung eines Einzugsgebietes. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 675-687; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York

- LITZ, N., KLEINE, W., MÜLLER-WEGENER, U. & MILDE, G. (1989): Erste Ergebnisse einer Studie zur Kontamination von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln. Mitteilg. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch. **59** (2), 1107-1112
- LOHUIS, H. (1990): Mechanische Unkrautbekämpfung kommt wieder. Pflanzenschutz-Praxis, H.2, 14-16
- LOPEZ-AVILA, V., HIRATA, P., KRASKA, S., FLANAGEAN, M., TAYLOR, J. H. & HERN, S. C. (1986): Movement of Selected Pesticides and Herbicides through Columns of Sandy Loam. In: Evaluation of Pesticides in Ground Water, hrsg. von Garner W. & Y., Honeycutt, Nigg. American Chemical Society, 311-328; Washington
- LÜTKE ENTRUP, E. (1985): Die Alternative im Zwischenfruchtbau?. DLG- Mitteilungen, H.13, 739-741
- LUMKES, L.M. (1991): Wie sich neue Applikationstechniken unterscheiden. Pflanzen schutz-Praxis, H.2, 6-8
- LWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW) (1978): Grundwassergleichen 1:50000, Stand Oktober 1973: L 4108 Coesfeld, L 4110 Münster, L 4308 Recklinghausen, L 4310 Lünen
- LWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW) (1982): Gewässerstationierungskarte: 4008 Gescher, 4009 Coesfeld, 4108 Reken, 4208 Wulfen
- LWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW) (1983): Gewässerstationierungskarte: 4010 Nottuln, 4109 Dülmen, 4110 Senden, 4111 Ottmarsbocholt, 4210 Lüdinghausen, 4211 Ascheberg
- LWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW) (1987): Gewässerstationierungskarte: 4209 Haltern, 4310 Datteln, 4311 Lünen
- MAAS, G. & KRASEL, G. (1988): Direkte Abdrift von Herbiziden bei Verwendung verschiedener Düsentypen und Zusatzstoffe. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XI, 241-247
- MAAS, G., PESTEMER, W. & KRASEL, G. (1988): Indirekte Abdrift (Verflüchtigung) von Herbiziden von Oberflächen. Z. f. Pflanzenkrankh. Pflanzensch. Sonderheft XI, 249-258
- MAASFELD, W. (1981): Untersuchungen zum Abbauverhalten von Methabenzthiazuron und Metribuzin auf Böden und im Oberflächengewässer. Diss. Univ.-GH Paderborn
- MADHUN, Y. A. & FREED, V. H. (1987): Degradation of the Herbicides Bromacil, Diuron and Chlortoluron in Soil. Chemosphere **16** (5), 1003-1011
- MADHUN, Y. A., YOUNG, J. L. & FREED, V. H. (1986): Binding of Herbicides by Water-soluble Organic Materials from Soil. J. Environ. Qual. **15** (1), 64-68
- MANDER, Ü. (1989): Kompensationsstreifen entlang der Ufer und Gewässerschutz. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig - Holstein, Reihe D (10), 60 S.; Kiel
- MANIAK, U. (1988): Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure. 576 S.; Springer, Berlin - Heidelberg - New York - London - Paris
- MATTHESS, G. (1973): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie **2**, 324 S.; Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin - Stuttgart



- MATTHESS, G., ISENBECK, M., PEKDEGER, A., SCHENK, S. & SCHRÖTER, J. (1985): Der Stofftransport im Grundwasser und die Wasserschutzgebietsrichtlinie W 101 - Statusbericht und Problemanalyse -. Umweltbundesamt Berichte 7, 181. S.; Erich Schmidt Verlag, Berlin
- MATTHESS, G., ISENBECK-SCHRÖTER, M., REICHLING, J. & SCHRÖTER, J. (1989): Verhalten von Pflanzenschutzmitteln bei der Grundwasserleiterpassage. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 295-312; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- MEINERT, G. (1988): Eingegengter Spielraum. Unkrautbekämpfung in Wasserschutzgebieten DLG-Mitteilungen, H.4, 162-166
- MEINERT, G. (1989): Gute fachliche Praxis der Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 137-150; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- MEINERT, G. & HÄFNER, M. (1987): Möglichkeiten und Probleme bei der Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln in Wasserschutzgebieten. In: Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel, hrsg. von Milde, G. & Friesel, P., 51-65; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- MENDEL, H. & UBELL, K. (1973a): Der Abflußvorgang - 1. Versuch einer kritischen Bestandsaufnahme. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 2, 33-38
- MENDEL, H. & UBELL, K. (1973b): Der Abflußvorgang - 2. Die Verteilung des Gesamtabflusses. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 3, 85-90
- MERKELBACH, H. & HEYLAND, K. U. (1988): Unkrautunterdrückung durch Untersaaten im Winterweizen und deren Auswirkung auf Ertrag und Verunkrautung der Folgekulturen Wintergerste und Zuckerrüben. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XI, 313-321
- MILLER, N. A., WOLF, D. C. & SCOTT, H. D. (1988): Influence of Methanol and Hexane on Soil Adsorption of Atrazine. Water, Air and Soil Pollution 39, 101-112
- MITTNACHT, A. (1990): Getreideunkräuter in Wasserschutzgebieten bekämpfen. Pflanzenschutz-Praxis, H.3, 10-12
- MOKRY, M. (1991): Labor- und Feldversuche zum Abbauverhalten von Isoproturon, Terbutylazin und Pendimethalin in Ackerböden des Kraichgaus. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 63, 139-142
- MOLLENHAUER, K. (1985): Mehrjährige Untersuchungen zum Verhalten von Oberflächenabfluß und Stoffabtrag landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II, 873-878
- MOLLENHAUER, K. & WOHLRAB, B. (1990): Strategien zur Reduzierung des bodennutzungsbedingten Stoffeintrags in Trinkwassertalsperren. Wasser und Abfall, LWA Schriftenreihe 46, 24. S.; Düsseldorf
- MOOS, S. R. (1979): The influence of tillage and method of straw disposal on the survival and growth of black-grass, *Alopecurus myosuroides*, and its control by chlortoluron and isoproturon. Ann. appl. Biol. 91, 91-100,



- MORITA, H. (1987): Linuron adsorption and the degree of decomposition of peats as measured by rubbed fibre content and pyrophosphate index. *Can. J. Soil Sci.* **56** (1976) 105-109
- MUDD, P.J., HANCE, R.J. & WRIGHT, S.J.L. (1983): The persistence and metabolism of isoproturon in soil. *Weed Res.* **23**, 239-246
- MÜHLETHALER, P. (1988): Auswirkungen von Unkrautbekämpfungsmaßnahmen auf den Ertrag bei Getreide. *Mitt. Schweiz. Landw.* **36**, 38-43
- MÜLLER-WEGENER, U. (1988): Einfluß der Huminstoffe auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **56**, 221
- MÜLLER-WEGENER, U., AHLSDORF, B., EHRIG, C. & SCHMIDT, R. (1991): Pflanzenschutzmittel im Grundwasser - Ermittlung von Richtgrößen für die Bewertung der Grundwasserbelastung in landwirtschaftlichen Anbaubereichen Norddeutschlands -. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Abschlußbericht Wasser 102 02 320 im Auftrag des Bundesumweltamtes; Berlin
- MÜLLER-WEGENER, U., EHRIG, C., AHLSDORF, B., LITZ, N., KATONA, B. & MILDE, G. (1989): Zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **59/II**, 433-438
- MÜLLER-WEGENER, U., KLEINE, W. & TABRIZI-GRÜTER, P. H. P. (1990): Ausgewählte Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächenwasser und oberflächennahes Grundwasser. Tätigkeitsbericht Bundesgesundheitsamt, 146-147; Berlin
- MÜLLER-WEGENER, U., KLEINE, W., MILDE, G. & POLL, K. (1992): Sanierungsansätze und erste Ergebnisse im Einzugsgebiet der Halterner Talsperre. Schriftenreihe Wasser, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, (im Druck); Frankfurt/ Main
- MÜLLER-WEGENER, U., LITZ, N., KLEINE, W. & MILDE, G. (1988): Über die Sanierung eines durch Pflanzenschutzmittel belasteten Wassereinzugsgebietes. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **57**, 77-82
- MÜLLER-WEGENER, U., KLEINE, W., KASCHANIAN, B., EHRIG, Ch., SCHMIDT, R. & MILDE, G. (1992): Pflanzenschutzmittelanwendung im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern und deren Auswirkung auf das Trinkwasser. Abschlußbericht des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes; Berlin
- MÜLLER-WILLE, H. (1966): Bodenplastik und Naturräume Westfalens. *Spieker* **14**, 302 S., Geogr. Komm. f. Westf.; Münster
- MÜLLVERSTEDT, R. (1986): Unkraut- Schadensschwelen: Absolute Werte gibt es nicht. Regionale Einflüsse spielen mit. *DLG- Mitteilungen*, **H.3**, 118-121
- MUIR, D. C. G. & BAKER, B. E. (1976): Detection of Triazine Herbicides. Their Degradation Products in Tile-Drain Water from Fields under Intensive Corn (Maize) Production. *J. Agric.Food Chem.* **24** (1), 122-125
- MUIR, D. C. G. & 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
- NEUMEISTER, H. (1988): Geoökologie - Geowissenschaftliche Aspekte der Ökologie. 233 S.; Gustav Fischer, Jena

- NEURURER, H. & WOMASTEK, R. (1991): Über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in der Luft. *Die Bodenkultur* **42** (1), 57-69
- NIEMANN, P. (1981): Schadensschwellen bei der Unkrautbekämpfung. *Angew. Wissenschaft, Reihe A*, H.257, Landwirtschaftsverlag Münster- Hiltrup
- NIEMANN, P. (1985): Unkrautkartierung- ein weiterer Schritt zur gezielten Bekämpfung. *Gesunde Pflanzen* **37**, 86-92
- NIEMANN, P. (1986): Vom Schadensschwellenkonzept zur Unkrautkartierung. *DLG-Mitteilungen*, H.3, 122-125
- NIEMANN, P. (1990): Zur Häufigkeit von Bestandeslücken und deren Bedeutung für die Verunkrautung. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XII*, 59-69
- NORDMEYER, H. (1990): Herbizideinsatz im Maisanbau unter ökologischen Aspekten. *Gesunde Pflanzen* **42**, 114-119
- NORDMEYER, H., HAAS, E. & PESTEMER, W. (1991): Abbau von Pflanzenschutzmitteln im Unterboden verschiedener Bodentypen. *Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **63**, 143-146
- NORDMEYER, H. & PESTEMER, W. (1989): Untersuchungen an naturnahen Grundwassergerinnen und Laborsäulen für die Beurteilung der Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel. In: *Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien*, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 239-260; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- NORDMEYER, H., ROSE, H., DIBBERN, H. & PESTEMER, W. (1990): Pflanzenschutzmittel im Grundwasser- Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen -. *Wasser u. Boden* **2**, 85-88, 98
- NOWAK, A. & JORZIG, E.-B. (1989): Mineralisierung und Nebeneffekte des Herbizide Dichlorprop in Abhängigkeit vom organischen C-Gehalt im Boden. *Chemosphere* **18**, 1447-1455
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. *Besondere Mitteilungen zum gewässerkundlichen Jahrbuch* **42**, 217 S., 2. Aufl., hrsg. von der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. in Bonn; Düsseldorf
- OECD (1981): OECD Guidelines for testing of chemicals. Nr.106 Adsorption /Desorption; Paris
- O'NEILL, H. J., POLLOCK, T. L., BAILEY, H. S., MILBURN, P., GARTLEY, C. & RICHARDS, J. E. (1989): Dinoseb Presence in Agricultural Subsurface Drainage from Potato Fields in Northwestern New Brunswick, Canada. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* **43**, 935-940
- PÄTSCH, B. (1986): Die Wasserqualität der Talsperren Hüllern und Haltern und deren Verbesserung durch Flockung, *Forum-Städte-Hygiene* **37**, 158-162
- PESTEMER, W. (1975): Verhalten gemüsebaulich genutzter Triazine in sorptionsstarken Böden. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderheft VII*, 125-133.

- PESTEMER, W. (1985): Ursachen verminderter Unkrautwirkung oder einer Kulturpflanzen-schädigung bei sachgerechter Anwendung von Herbiziden. *Gesunde Pflanzen* **37**, 109-116
- PESTEMER, W. & MALKOMES, H.-P. (1981): Einfluß von Pflanzenschutzmitteln in Wintergetreide auf biologische Aktivitäten im Boden. Teil II. Abbau von Chlortoluron und Methabenzthiazuron. *Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderheft IX*, 313-320
- PETER, M. (1988): Zum Einfluß der Abflußkomponenten  $Q_0$ ,  $Q_1$  und  $Q_G$  auf den Stofftransport von Wasserläufen aus Einzugsgebieten verschiedener Bodennutzung in Mittelgebirgen mit speziellen hydromorphologischen Verhältnissen. 337 S., Dissertation; Gießen
- PETZOLD, K. (1986): Den Boden bedeckt halten. *DLG-Mitteilungen*, H.8, 449-451
- PFLSCHANWENDV (PFLANZENSCHUTZMITTEL-VERORDNUNG) (1988): Verordnung über Anwendungsverbote, 27. Juli 1988. In: *Umwelt-Recht*, 6. Aufl., Stand 15. November 1990, Beck-Texte, 614-616; DTV, München
- PFLSCHG (PFLANZENSCHUTZGESETZ) (1986): Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen, 15. September 1986. In: *Umwelt-Recht*, 6. Aufl., Stand 15. November 1990, Beck-Texte, 580-605; DTV, München
- PFLSCHSMITTELV (PFLANZENSCHUTZMITTEL-VERORDNUNG) (1987): Verordnung über Pflanzenschutzmittel und Pflanzenschutzgeräte, 28. Juli 1987. In: *Umwelt-Recht*, 6. Aufl., Stand 15. November 1990, Beck-Texte, 609-613; DTV, München
- PFLSCHSACHKV (PFLANZENSCHUTZ-SACHKUNDEVERORDNUNG) (1987): 28. Juli 1987. In: *Umwelt-Recht*, 6. Aufl., Stand 15. November 1990, Beck-Texte, 606-608; DTV, München
- PIGNATELLO, J. J. & HUANG, L. Q. (1991): Sorptive Reversibility of Atrazine and Metolachlor Residues in Field Soil Samples. *J. Environ. Qual.* **20**, 222-228;
- PLATE, E. (1990): Weiherbach-Projekt. BMFT-Verbundprojekt "Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet", Zwischenbericht Stand: 31.12.1989; Karlsruhe
- RADEMACHER, B. (1964): Beginn der Konkurrenz zwischen Getreide und Unkraut. *Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh. I*, 88-93
- RADICS, L. (1988): Unkrautregulierung durch Bestandesdichte und Saatzeitpunkt in Mais. *Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh. XI*, 339-343
- RADICS, L. (1990): Untersuchungen zum Langzeiteinfluß der Düngung auf die Unkrautflora bei unterschiedlichen NPK-Versorgungsstufen im Boden. *Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh. XII*, 101-105
- RAMAN, S., KRISHNA, M. & RAO, P. C. (1988): Adsorption-Desorption of Atrazine on Four Soils of Hyderabad. *Water, Air, and Soil Pollution* **40**, 177-184
- RAMSTEINER, K. A., HÖRMANN, W. D. & EBERLE, D. (1972): Rückstände von Atrazin, Simazin und einigen ihrer Metaboliten im Boden nach langjähriger Applikation. *Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderheft* **16**, 43-52.



- RENGER, M. & HENSELER, K. H. (o. J.): Erforschung und zahlenmäßige Kennzeichnung des Staunässegrades von wasserstauenden Böden Niedersachsens. (Unveröffentlichter) Bericht eines Forschungsvorhabens an der Abt. Bodenkunde des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Hannover, 72 S.; Hannover
- RENIUS, W. & LÜTKE ENTRUP, E. (1985): Zwischenfruchtbau zur Futtergewinnung und Gründüngung. DLG- Verlag, Frankfurt (Main)
- RESCHKE, M. (1988): Zur "guten fachlichen Praxis". Pflanzenschutz- Praxis, H.1, 4-5
- RESCHKE, M. (1988): Integrierter Pflanzenschutz geht nur mit Lust und Laune. Pflanzenschutz- Praxis, H.4, 14-18
- RHODE, W. A., ASMUSSEN, L. E., HAUSER, M. L., HESTER, M. L. & ALLISON, H. D. (1981): Atrazine persistence in soil and transport in surface and subsurface runoff from plots in the coastal plain of the southern United States. *Agroecosystems* 7, 225-238
- RICHARD, T. & STEENHUIS, T. (1988): Tile Drain Sampling of Preferential Flow on a Field Scale. *J. of Contaminant. Hydrology* 3, 307-325
- RICHARDS, R.P., KRAMER, J. W., BAKER, D. B. & KRIEGER, K. A. (1987): Pesticides in rainwater in the northeastern United States. *Nature* 327, 129-131
- RICHTLINIEN FÜR ABFLUSSMESSUNGEN (1971): hrsg. von den Gewässerkundlichen Anstalten des Bundes und der Länder, 5. Auflage, 40 S.; Koblenz
- RICHTLINIEN FÜR DIE AMTLICHE PRÜFUNG VON PFLANZENSCHUTZMITTELN, TEIL IV (1986): 4-1: Verbleib von Pflanzenschutzmitteln im Boden - Abbau, Umwandlung und Metabolismus -. 4-2: Versickerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln. 4-3: Lysimeteruntersuchungen zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in den Untergrund. hrsg. von Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Bundesrepublik Deutschland; Braunschweig
- RIPKE, F. O. (1987): Anwender- und Umweltschutz kennzeichnen die Technik. DLG-Mitteilungen, H.24, 1284-1287
- RIPKE, F. O. & WARNECKE-BUSCH, G. (1991): Abtrift mit aufwendiger Technik vermeiden? Pflanzenschutz-Praxis, H.2, 10-13
- RITTER, W. F., JOHNSON, H. P., LOVELY, W. G. & MOLNAU, M. (1974): Atrazine, Propachlor, and Diazinon Residues on Small Agricultural Watersheds. *Environmental Science & Technology* 8 (1), 38-42
- DE RUITER, H. (1991): Wie Hilfsstoffe die Herbizidwirkung verbessern. Pflanzenschutz-Praxis, H.1, 18-20
- SAUER, T.J. & DANIEL, T. (1987): Effect of tillage system on runoff- losses of surface-applied pesticides. *Soil Sci. soc. Amer. J.* 51 (2), 410-415
- SCHAUDER, H. (1991): Quantifizierung der Filterwirkung eines bestehenden Grasfilterstreifens. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66/II, 1023-1025
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. 12., neu erweiterte Auflage, 491 S.; Enke, Stuttgart



- SCHIAVON, M. (1988): Studies of the Leaching of Atrazine, of Its Chlorinated Derivatives and of Hydroxyatrazine from Soil Using  $^{14}\text{C}$  Ring - Labeled Compounds under Outdoor Conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **15**, 46-54.
- SCHIETINGER, R. (1983): Versuche zur Unkrautbekämpfung in Wintergetreide in der Vegetationsruhe. *Gesunde Pflanzen* **35**, 229-233
- SCHINKEL, K. (1989): Pflanzenschutzmittel - Zulassungspraxis und Grundwasserschutz. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 57-67; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- SCHLÜTER, K. (1989): Unkräuter im frühen Nachauflauf bekämpfen. *DLG-Mitteilungen*, H.15, 779-782
- SCHMIDT, D. & TERBRÜGGE, F. (1989): Stand der Technik, Entwicklungstendenzen und Forschungsbedarf bei der Sätechnik "Mulchsaat von Getreide". In: Bodenbearbeitungs- und Bestellsysteme in der Diskussion, KTBL-DLG-Vortragstagung 26. April 1989, hrsg. KTBL; Darmstadt
- SCHMIDT, K. (1990): Einflußgrößen auf die Abtrift bei Feldspritzgeräten, insbesondere bei reduzierten Wasseraufwandmengen. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XII*, 361-366
- SCHMIDT, R.R. (1977): Einfluß mehrjähriger Anwendung von Tribunil auf Fruchtfolgen, Unkrautflora und Abbauverhalten bei drei Bodenarten. *Pflanzenschutznachrichten Bayer* **30**, 304-324
- SCHMID, O. & STEINER, K. (1986): Erfahrungen mit mechanischer Unkrautregulierung in Getreide auf Betrieben des biologischen Landbaus. *Mitt. Schweiz. Landw.* **34**, 27-33
- SCHMIDT, W. D. & ZANDER, H. (1986): Die Talsperre Hullern der GELSENWASSER AG-Einklang von Technik und Landschaftsgestaltung -. *gwf-wasser/abwasser* **127** (10), 503-509
- SCHMITZ, M. (1989): Erkenntnisse zur Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel bei den Wasserwerken in der Bundesrepublik Deutschland. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 443-456; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- SCHNEIDER, H. (1939): Die geo - hydrologischen Verhältnisse des Gebietes der Baumberge. *Decheniana* **100a**, 45-56; Krefeld
- SCHRÖDTER, H. (1985): Verdunstung: Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden. 186 S.; Springer, Berlin - Heidelberg
- SCHWAB, G., NOLTE, B. H. & BREHM, R. D. (1977): Sediment from Drainage Systems for Clay Soils. *Transactions of the ASAE* **20**, 866-868
- SCHWAB, G., FAUSEY, N. R. & KOPCAK, D. E. (1980): Sediment and Chemical Content of Agricultural Drainage Water. *Transactions of the ASAE* **23**, 1446-1449

- SWANSON, R.A. & DUTT, G.R. (1973): Chemical and physical processes that affect atrazine and distribution in soil systems. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **37**, 872-876
- SCHWERTMANN, U. (1980): Stand der Erosionsforschung im Bayern. Daten und Dokumenten zum Umweltschutz. Sonderreihe Umwelttagung, 30, Hohenheim
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen., 64 S.; Ulmer, Stuttgart
- SIDIRAS, N., KAHNT, G. & KÜBLER, E. (1988): Einfluß von Bodenbearbeitung, Kulturart und Zwischenfruchtbau auf den Bodenabtrag und den Oberflächenabfluß. *J. Agronomy & Crop Science* **160**, 22-28
- SIEGERT, K. (1978): Oberflächenabfluß von landwirtschaftlichen Nutzflächen infolge von Starkregen. Mitteilungen aus dem Leichtweiss-Institut für Wasserbau der technischen Universität Braunschweig **58**, 226 S.; Braunschweig
- SKIPPER, H. D. & VOLK, V. V. (1972): Biological and chemical degradation of atrazine in three Oregon soils. *Weed Science* **20** (4) , 344-347
- SMITH, A.E. & BRIGGS, G.G. (1978): The fate of the herbicide chlortoluron and its possible degradation products in soils. *Weed Res.* **18**, 1-7
- SMITH, J. H., LEONARD, R. A., LANGDALE, G. W. & BAILEY, G. W. (1978): Transport of agricultural chemicals from upland piedmont watersheds. USEPA, EPA Res. Rep. Ser. EPA-600/ 3-78-056
- SOMMER, C. (1974): Die Verdichtungsempfindlichkeit zweier Ackerböden. Diss. TU-Braunschweig
- SOMMER, C. (1985): Ursachen und Folgen von Bodenverdichtungen sowie Möglichkeiten zu ihrer Verminderung. *Landtechnik*, **9**, 378-383
- SOMMER, C., RUHM, E. & ALTEMÜLLER, H.J. (1981): Direkt und Nachwirkungen starker Verdichtungen auf das Bodengefüge und den Pflanzenertrag. *KALI - BRIEFE (Bünte-hof)*, **15** (7), 429-448
- SOMMER, C., ZACH, M. & DAMBROTH, M. (1985): Konservierende Bodenbearbeitung. Ergebnisse und Erfahrungen aus der Praxis. *Agrar - Übersicht*, **36**, 5, 14-18
- SOULAS, G. & REUDET, M.A. (1977): Degradation of isoproturon at different temperatures. *Z. Pflkrankh. Pflschz, Sonderheft VIII*, 227-235
- SPRENGER, F. J. (1968 u.1969): Untersuchungen über die Phosphor- und Stickstoffbelastungen der Zuflüsse eines Sees.  
1. Teil (1968): Jahrbuch "Vom Wasser" **34**, 146-157  
2. Teil (1969): Jahrbuch "Vom Wasser" **35**, 137-149
- STALDER, L. & PESTEMER, W. (1980): Availability to plants of herbicide residues in soil. Part I: A rapid method for estimating potentially available residues herbicides. *Weed research* **20**, 341-347
- STEINBACH, M. (1989): Pflanzenschutzmittelanwendung ohne Grund- und Trinkwassergefährdung - Aspekte des Gesundheitsschutzes -. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, Hrsg. Müller-Wegener, U. & Milde, G., 35-38; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York

- STREBEL, O., BÖTTCHER, J. & KÖLLE, W. (1985): Stoffbilanzen im Grundwasser eines Einzugsgebietes als Hilfsmittel bei Klärung und Prognose von Grundwasserqualitätsproblemen (Beispiel Fuhrberger Feld). Z. dt. geol. Gesellschaft **136**, 533-541; Hannover
- STRUCKMEIER, W. (1990): Wasserhaushalt und Hydrologische Sytemanalyse des Münsterländer Beckens. LWA Schriftenreihe **45**, 71 S.; Düsseldorf
- STURNY, W.G., ZANONI, U. & KELLER, E. R. (1984): Langjähriger Einfluß von Fruchtfolge-, Düngungs- und Unkrautbekämpfungsmaßnahmen auf die Zusammensetzung der Unkrautflora. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. X, 41-50
- SWANSON, R. A. & DUTT, G. R. (1973): Chemical and physical processes that affect atrazine and distribution in soil systems. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **37**, 872-876
- SYMADER, W. (1987): Was steuert die zeitliche Veränderung der Gewässerbeschaffenheit ?- Eine Schlüsselfrage nicht nur in der regionalen Gewässergüteforschung. Dtsch. Gewässerkundl. Mitteilgn. **31**, 97-102; Koblenz
- TAMIRI, T. & ZITRIN, S. H. (1987): Gas chromatography mass spectrometry of some thermallylabile Urea pesticides. Biomedical and Environmental Mass Spectrometry **14**, 39-42
- TEBRÜGGE, F. & GABRIEL, J. (1984): Vom Pflug bis zur Direktsaat. Bestellverfahren im Vergleich. Die landtechnische Zeitschrift, **35**, 6, 318-325
- TEBRÜGGE, F., GRIEBEL, J. & HENKE, W. (1985): Bodenbearbeitung und Bestelltechnik heute energie-,arbeits-,kostensparend und Bodenschonend. Landtechnik, **2**, 73-77
- TERCE, M. & CALVET, R. (1975): Some observations on the role of Al and Fe and their hydroxides in the adsorption of herbicides by montmorillonite. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz Sonderheft VIII, 237-244
- THIER, H.P. & FREHSE, H. (1986): Rückstandsanalytik von Pflanzenschutzmitteln. 329 S.; Thieme, Stuttgart/New York
- TOUSSAINT, E. (1989): Landwirtschaft und Trinkwasserqualität. Integrierter Pflanzenbau; hrsg. Fördergemeinschaft Integrierter Pflanzenbau **5**, 148 S.; Bonn
- TRIPLETT, G. B., CONNOR, B. J. & EDWARDS, W. M. (1978): Transport of Atrazine and Simazine in ruonoff from conventionell and no-tillage systems. J. Environ. Qual. **7**, 77-84
- URLAND, K (1987): Untersuchungen zur Boden- und Grundwasserdynamik in einem landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet als Voraussetzung für die Kalibrierung und Anwendung deterministischer Modelle der Wasserflüsse. Dissertation; 162 S.; Braunschweig
- VAAGT, G. (1980): Abbau und Nebenwirkungen von Chlortoluron unter dem Einfluss von Zweitkomponenten. Dissertation. Institut für Phytopathologie; Kiel
- VAN BERK, W.( 1988): Grundwasserbelastung in NRW. Pestizide im Gewässer. LWA-Materialien Nr.2/88 Fachgespräch des LWA am 3. Feb. 1988, 98-102 in Düsseldorf; Düsseldorf



- VAN OMMEN, H.C., VAN GENUCHTEN, M. TH., VAN DER MOLEN, W. H., DIJKSMA, R. & HULSHOF, J. (1989): Experimental and Theoretical Analysis of Solute Transport from a Diffuse Source of Pollution. *J. of Hydrology* **105**, 225-251
- VON STRYCK, F. G. & Bolton, E. F. (1977): Atrazine Residues in tile-drain-water from corn-plots as affected by cropping practices and fertility levels. *Can. J. Soil Sci.* **57**, 249-253
- VULLIOUD, P. & MAILLARD, A. (1988): Unkrautbekämpfung bei pfluglosen Anbausystemen-Erfahrungen aus der Westschweiz. *Mitt. Schweiz. Landw.* **36**, 74-76
- WACHENDORFF, R. (1985): Wohin mit den Resten? Ordnungsgemäße Beseitigung der Reste von Pflanzenbehandlungsmitteln. *Pflanzenschutz- Praxis*, H.1, 48-49
- WAHMHOF, W. & HEITEFUSS, R. (1984): Der Einfluß der Berücksichtigung von Schadensschwellen für Unkräuter in Wintergerste auf Kornertrag, Qualität des Erntegutes, Erntetechnik und Wirtschaftlichkeit der Unkrautbekämpfung. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh.* **X**, 137-148
- WAHMHOF, W. & HEITEFUSS, R. (1985a): Untersuchungen zur Anwendung von Schadensschwellen für Unkräuter in Wintergerste. I. Einflußfaktoren und Prognosemöglichkeiten der Entwicklung von Unkrautbeständen. *Z. PflKrankh. PflSchutz* **92**, 1-16
- WAHMHOF, W. & HEITEFUSS, R. (1985b): Untersuchungen zur Anwendung von Schadensschwellen für Unkräuter in Wintergerste. II. Überprüfung von Schadensschwellen und deren Anpassung an die schlagspezifische Unkrautentwicklung. *Z. PflKrankh. PflSchutz* **92**, 113-126
- WALKER, A. (1983): The fate and significance of herbicide residues in soil. *Sci. Hort.* **34**, 35-47
- WALKER, A., HANCE, R. J., ALLEN, J., BRIGGS, G. G., CHEN, Y. L. & GAYNOR, J. D. (1983): EWRS Herbicide-Soil Working Group: Collaborative experiment on simazine persistence in soil. *Weed Research* **23**, 373-383.
- WALKER, A., & ZIMDAHL, R. L. (1981): Simulation of the persistence of atrazine, linuron and metolachlor in soil at different sites in the USA. *Weed Research* **21**, 255-265.
- WALLING, D.E. & WEBB, B. W. (1982): The design of sampling programmes for studying catchment nutrient dynamics. *Proc. Symp. Hydrol. of Research Basins, Sonderheft Landeshydrologie*, 747-758; Bern
- WALLNÖFER, P., TILLMANN, G., THOMAS, R., WÜNSCHE, J., KURZ, J. & JARCZYK, H.J. (1976): Mikrobieller Abbau des Herbizids Methabenzthiazuron und Identifizierung des Metaboliten. *Chemosphere* **5**, 377-382
- WALTHER, W. (1980): Prozeß des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten. *Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung* **21**, 353-364
- WAUCHOPE, R. D. (1978): The Pesticide Content of Surface Water Draining from Agricultural Fields - A Review.: Review and Analyses, *Journal of Environmental Quality* **7** (4), 459-472



- WEBER, W. (1987): Ergebnisse und Tendenzen der Analytik von Pflanzenbehandlungsmitteln und ähnlichen Stoffen sowie deren Metaboliten in Grund- und Trinkwässern. In: Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel, hrsg. von Milde, G. & Friesel, P., 109-143; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- WEBER, W. (1989): Pflanzenschutzmittel und ähnliche Stoffe in Grund- und Trinkwässern: Tendenzen bei der Analytik aus der Sicht chemischer Untersuchungsanstalten. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 183-216; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- WERNER, G. (1989): Zur Entwicklung von Nachweismethoden für Pflanzenschutzmittelgruppen - Erfahrungen aus einem Wasserwerklabor -. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, hrsg. von Müller-Wegener, U. & Milde, G., 217-226; Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York
- WERNER, J. & SCHWETER, J. (1973): Hydrogeographische Untersuchungen im Einzugsbereich der Stever/Kernmünsterland 1972/73. Spieker 21, Bodenkundliche Beiträge und Berichte hrsg. von der Geographischen Kommission für Westfalen, 175-217; Münster
- WESTPHAL, B. (1988): Die Populationsdynamik des Phytoplanktons der Talsperre Haltern. Fachliche Mitteilungen, 327 S.; GELSENWASSER AG, Gelsenkirchen
- WEYER, K. U. (1972): Ermittlung der Grundwassermengen in den Festgesteinen der Mittelgebirge aus Messungen des Trockenwetterabflusses. Geologisches Jahrbuch Reihe C (3), 19-114; Hannover
- WHG (WASSERHAUSHALTSGESETZ) (1986): Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 1986. In: Umwelt-Recht, 6. Aufl., Stand 15. November 1990, Beck-Texte, 133-162; DTV, München
- WHITE, A. W., BARNETT, A. P., WRIGHT, B. G. & HOLLADAY, J. H. (1967): Atrazine losses from fallow land caused by runoff and erosion. Environmental Science and Technology 1 (9), 740-744
- WHITE, A. W. Jr., ASMUSSEN, L. E., HAUSER, E. W. & TURNBULL, J. W. (1976): Loss of 2,4-D in Runoff from Plots Receiving Simulated Rainfall and from a Small Agricultural Watershed. J. Environ. Qual. 5 (4), 487-490
- WIJNANDS, F.G. & BAUMANN, D. T. (1990): Integrierte Unkrautbekämpfung: Strategie für Betrieb und Umwelt. Pflanzenschutz- Praxis, H.2, 18-21
- WILLIS, G. H., ROGERS, R. L. & SOUTHWICK, L. M. (1975): Losses of Diuron, Linuron, Fenac and Trifluralin in surface drainage water. J. Environ. Qual. 4 (3), 399-402
- WOHLERS, P. W., MOLTING, H. G., HANS, R., WESTHAL, D., KOCH, K. & MEINERT, G. (1987): Vorsicht beim Umgang mit Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln. AID 1042, 27 S.; Bonn
- WUNDT, W. (1953): Gewässerkunde. 320 S.; Springer, Berlin
- YOO, J. Y., MUIR, D. C. G. & BAKER, B. E. (1981): Persistence and Movement of cyanazine and procymazine in soil under field conditions. Can J. Soil Sci. 61, 237-242

- ZACH, M. (1979): Effects of Different Types of Soil Tillage on Soil Properties and Yield Parameters of Wheat and Sugar-beets. Proc. 8 th Conference of the International Soil Tillage Research Organization, Hohenheim, 249-254
- ZEDDIES, J. & WAIBEL, H. (1984): Ökonomische Entscheidungsgrundlagen und Bewertungsansätze zur wirtschaftlichen Beurteilung von Unkrautbekämpfungsmaßnahmen. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. X, 117-126
- ZIECHMANN, W. & MÜLLER-WEGENER, U. (1990): Bodenchemie. 326 S.; BI-Wiss.- Verl.- Mannheim, Wien - Zürich.
- ZINK, J. & HURLE, K. (1990): Wirkung von Bodendeckern auf die Verunkrautung in Mais. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XII, 237-247
- ZOBRIST, J. (1978): Charakterisierung und Interpretation des Zustandes von Fließgewässern bezüglich ihrer organischen Inhaltsstoffe. In: Organische Verunreinigungen erkennen, bewerten, und vermindern als Aufgabe der Umwelthygiene., hrsg. von K. Aurand, 39-48; Erich Schmidt Verlag, Berlin
- ZUCHA, U., BÖTTCHER-LEUSCHNER, U., HECK, T. & HABERER, K. (1991): Das Verhalten einiger PBSM im ungesättigten Bereich eines Auen-Rigosols. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 63, 169-172

8. Anhang

Hangneigungs- stufe	Hangneigung in Vorfluternichtung ab Böschungsoberkante in (%)
0	Richtung zeigt vom Vorfluter weg
1	0,00 - 0,99
2	0,99 - 1,99
3	2,00 - 2,99
4	3,00 - 3,99
5	4,00 - 4,99

Einteilung nach durchschnittlichem Gefälle im 50 m breiten Randstreifen

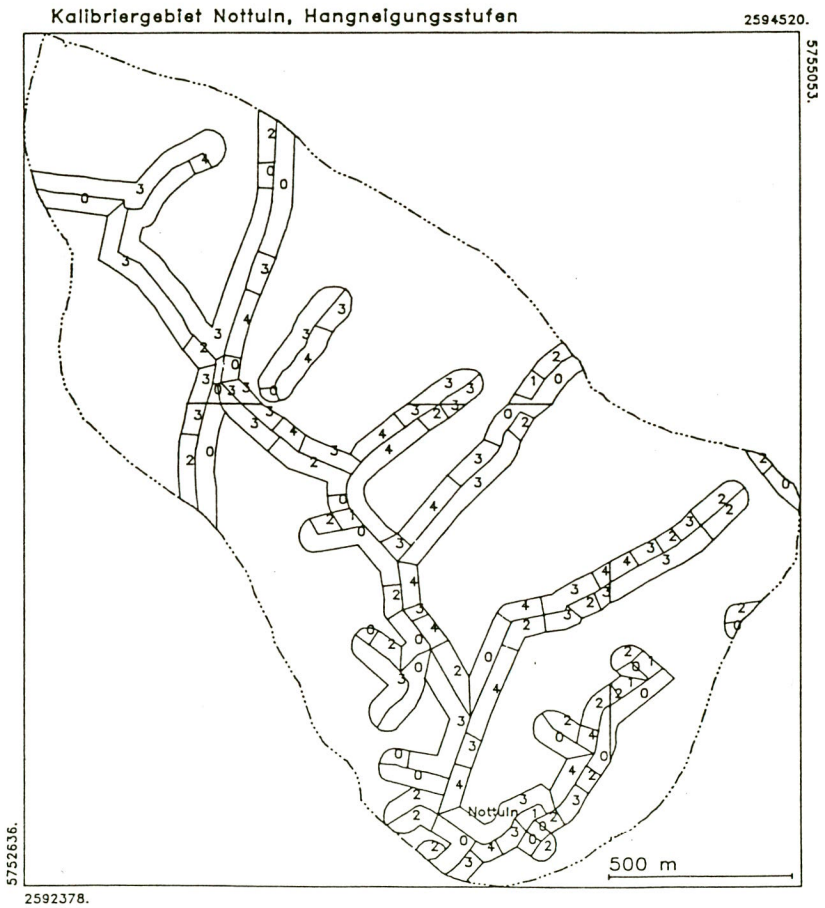


Abb. 8-1: Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Nottuln

Hangneigungs- stufe	Hangneigung in Vorfluternichtung ab Böschungsoberkante in (%)
0	Richtung zeigt vom Vorfluter weg
1	0,00 - 0,99
2	0,99 - 1,99
3	2,00 - 2,99
4	3,00 - 3,99
5	4,00 - 4,99

\* Einteilung nach durchschnittlichem Gefälle im 50 m breiten Randstreifen

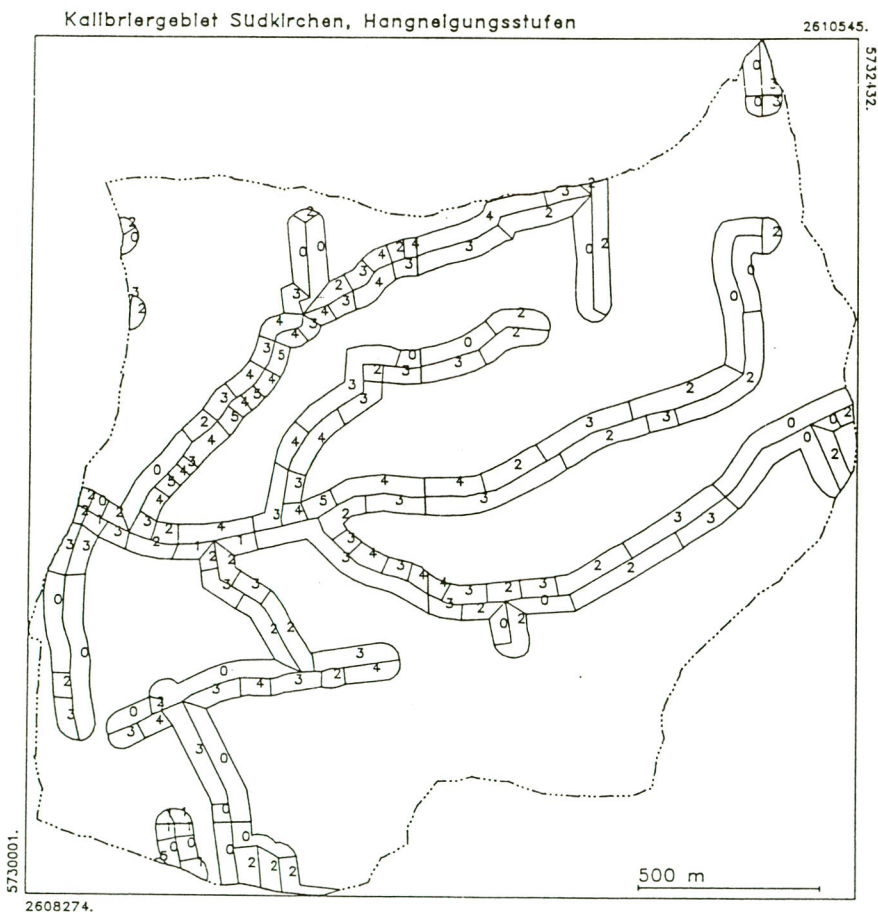


Abb. 8-2: Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Südkirchen



Hangneigungs- stufe	Hangneigung in Vorfluterichtung ab Böschungsoberkante in (%)
0	Richtung zeigt vom Vorfluter weg
1	0,00 - 0,99
2	0,99 - 1,99
3	2,00 - 2,99
4	3,00 - 3,99
5	4,00 - 4,99

Einteilung nach durchschnittlichem Gefälle im 50 m breiten Randstreifen

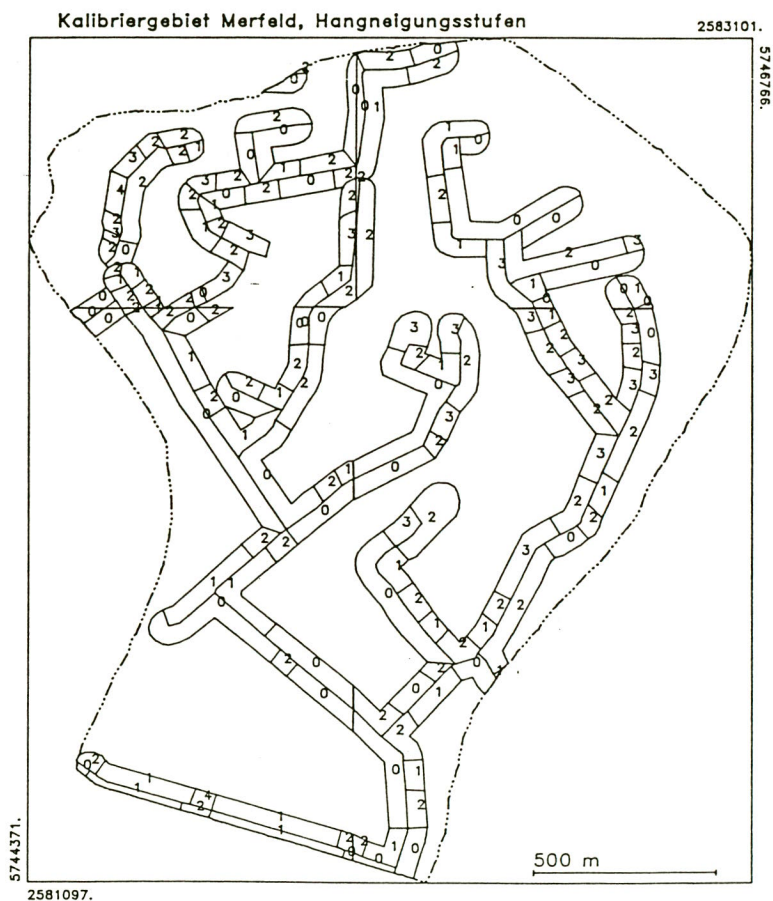


Abb. 8-3: Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Merfeld

Hangneigungs- stufe	Hangneigung in Vorfluterichtung ab Böschungsoberkante in (%)
0	Richtung zeigt vom Vorfluter weg
1	0,00 - 0,99
2	0,99 - 1,99
3	2,00 - 2,99
4	3,00 - 3,99
5	4,00 - 4,99

\* Einteilung nach durchschnittlichem Gefälle im 50 m breiten Randstreifen

# Kalibriergebiet Hochmoor, Hangneigungsstufen 2573387.

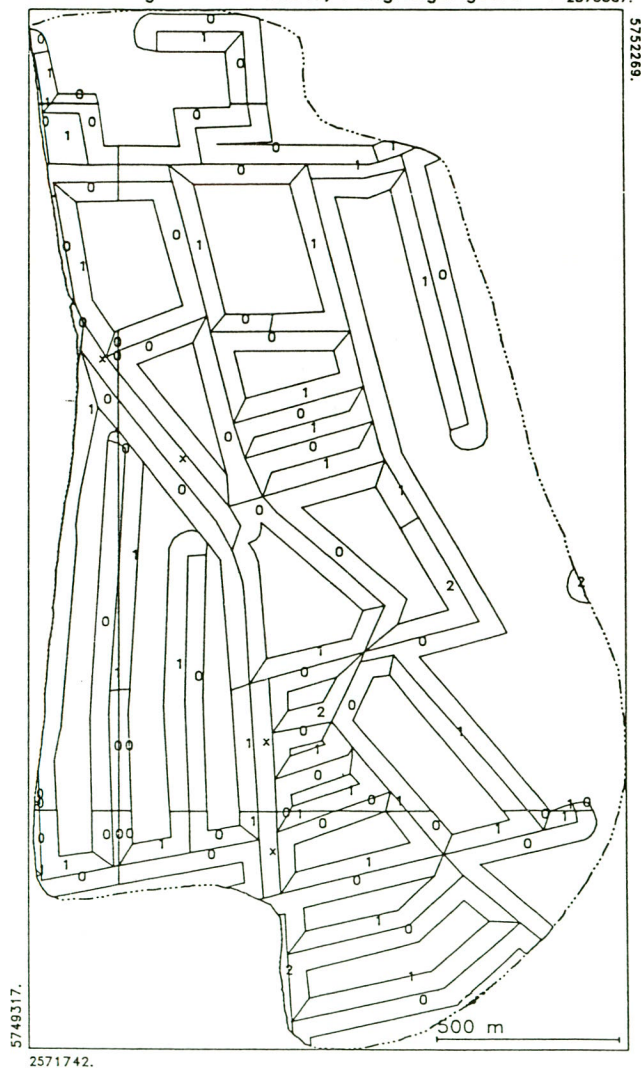


Abb. 8-4: Hangneigung im Randbereich der Vorfluter in Hochmoor

## Analytik - Geräteparameter

### Gaschromatograph

Gerät: HP 5980  
Detektor: PND  
4 ml/min H<sub>2</sub>  
90 ml/min synth. Luft

Make-up-Gas: 30 ml/min

Trägergas: 1,2 ml/min He

Die Temperaturprogramme für die verwendeten stationären Phasen sind in der Tab. 8-2 zusammengefaßt.

Tab. 8-1: Temperaturprogramme für die verwendeten Phasen

stat. Phase:	Carbowax 20 M	OV 17	SE 54
	50 m; 0,2 mm; 0,2 µm	50 m; 0,25 mm; 0,25 µm	50 m; 0,20 mm; 0,33 µm
Injektortemp.:	200 °C	240 °C	240 °C
Detektortemp.:	300 °C	300 °C	300 °C
Einspritzvol.:	2 µl	2 µl	2 µl
Temperaturprog.:	60°C (1 min) 30°C/min	60°C (2 min) 30°C/min	80°C (2 min) 4°C/min
	150°C (0 min) 10°C/min	210°C (0 min) 0,5°C/min	204°C (0 min) 20°C/min
	220°C (20 min)	214°C (0 min) 10°C/min	276°C
		280°C (6 min)	250°C (5 min)

### Massenselektiver Detektor

Gerät: HP 5980/5970  
Trennsäule: Fused-silica, chem. geb., OV-17  
50 m, 0,25 mm, 0,25 µm

Temperaturprogramm: 60°C (1 min) 15°C/min  
215 °C (7 min) 10°C/min  
240°C (0 min) 20°C/min  
290°C (5 min)

Trägergas: Helium, Säulenvordruck 150 kPa

Injektor-Temperatur: 250 °C

Detektor-Parameter:

Interface: 190 °C

Multiplier: 2000 V

Vakuum: 1,7 · 10<sup>-7</sup> Torr

SIM-Parameter:

Wirkstoff	(m/z)
Atrazin	215/214
Desethylatrazin	172/187
Desisopropylatrazin	173/157
Simazin	201/186
Terbuthylazin	214/216
Desethylterbuthylazin	201/186
Chlortoluron	199/167
Isoproturon	178/146
MCPP (ME)	142/169/228
MCPA (ME)	141/155/214
2,4 DP (ME)	162/164/248
2,4 D (ME)	175/199/234
MCPB (ME)	101/142
2,4,5 T (ME)	233/235/269

#### Flüssigkeitschromatograph

Gerät: HP 1090

Injektionsvolumen: 20  $\mu$ l

Säule: ODS Hypersil, 20 cm, 3  $\mu$ m, 2 mm

Vorsäule: ODS Hypersil, 2 cm, 5  $\mu$ m, 2,1 mm

Lösungsmittel: Gradient  $\text{CH}_3\text{CN}/\text{NaH}_2\text{PO}_4\text{-Na}_2\text{HPO}_4$ -Puffer

t(min)	% $\text{CH}_3\text{CN}$	% Puffer
0	10	90
30	35	65
40	35	65
70	55	45

Fluß: 0,2 ml/min

Spülphase: 5 min (55 %  $\text{CH}_3\text{CN}$ , 45 % Puffer)

Äquilibration: 10 min unter Anfangsbedingungen

Temperatur: 25 °C

Detektion: DAD, Wellenlängen 200/210/220/230/254/260/280 nm  
Referenzwellenlänge 350 nm, Bandbreite 4 nm



## **Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V.**

Nr. 1*:	Stooff: Chemische und physikalisch-chemische Fragen der Wasserversorgung	
Nr. 2*:	Meinck: Englisch-deutsche und deutsch-englische Fachausdrücke aus dem Gebiete der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung	
Nr. 3*:	Kisker: Die Überwachung der Grundstückskläranlagen	
Nr. 4*:	Kolkwitz: Ökologie der Saprobien	
Nr. 5*:	Beger: Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie	
Nr. 6*:	Meinck/Stooff/Weldert/Kohlschütter: Industrie-Abwässer	
Nr. 7*:	Lüdemann: Die Giftwirkung des Mangans auf Fische, Krebse und Fischnährtiere	
Nr. 8:	Büsscher: Untersuchungen über den Aufwuchs in Wasserbecken und seine Bekämpfung mit Kupfersulfat .....	2,60 DM
Nr. 9:	Meinck/Thomaschk: Untersuchungen über den anaeroben Abbau von Viskoseschlamm .....	4,40 DM
Nr. 10:	Beyreis/Heller/Bursche: Beiträge zur Außenlufthygiene .....	9,60 DM
Nr. 11:	Steinkohlenflugasche .....	15,00 DM
Nr. 12*:	Bethge/Löbner/Nehls/Kettner/Lahmann: Außenlufthygiene. 1. Folge	
Nr. 13*:	Bethge/Büsscher/Zinkernagel/Löbner: Außenlufthygiene. 2. Folge	
Nr. 14a*:	Kruse: Einheitliche Anforderungen an die Trinkwasserbeschaffenheit und Untersuchungsverfahren in Europa	
Nr. 14b:	Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa	8,60 DM
Nr. 15:	Löbner: Ergebnisse von Staubniederschlagsmessungen an verschiedenen Orten Deutschlands	2,00 DM
Nr. 16:	Naumann/Heller: Probleme der Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Mineralöle und Detergentien. Luftverunreinigung und Abhilfemaßnahmen .....	2,50 DM
Nr. 17:	Aurand/Delius/Schmier: Bestimmung der mit Niederschlag und Staub dem Boden zugeführten Radioaktivität (Tropfsammelverfahren) .....	4,00 DM
Nr. 18*:	Naumann: 60 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	

Nr. 19:	Abhandlungen aus dem Arbeitsgebiet des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene .....	17,60 DM
Nr. 20:	Sattelmacher: Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser .....	4,80 DM
Nr. 21:	Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1963 in Berlin .....	4,80 DM
Nr. 22:	Langer/Kettner: Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1964 in Köln .....	5,10 DM
Nr. 23:	Lahmann: Luftverunreinigung in den Vereinigten Staaten von Amerika .....	5,60 DM
Nr. 24*:	Mauch: Bestimmungsliteratur für Wasserorganismen in mitteleuropäischen Gebieten	
Nr. 25:	Lahmann/Morgenstern/Grupinski: Schwefeldioxid-Immissionen im Raum Mannheim/Ludwigshafen .....	6,80 DM
Nr. 26:	Kempf/Lüdemann/Pflaum: Verschmutzung der Gewässer durch motorischen Betrieb, insbesondere durch Außenbordmotoren .....	8,50 DM
Nr. 27:	Neuzeitliche Wasser-, Boden- und Lufthygiene .....	10,80 DM
Nr. 28:	Lahmann: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr .....	13,40 DM
Nr. 29:	Heller/Kettner: Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubniederschlägen .....	11,60 DM
Nr. 30:	Meteorologie und Lufthygiene .....	19,80 DM
Nr. 31*:	Die Desinfektion von Trinkwasser	
Nr. 32*:	Rattenbiologie und Rattenbekämpfung	
Nr. 33:	Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene .....	30,80 DM
Nr. 34*:	Gewässer und Pestizide. 1. Fachgespräch	
Nr. 35:	Kettner: Geruchsbelästigende Stoffe .....	15,00 DM
Nr. 36:	Durchlässigkeit von Lockersedimenten — Methodik und Kritik .....	9,20 DM
Nr. 37*:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 2. Fachgespräch	
Nr. 38*:	Umweltschutz und öffentlicher Gesundheitsdienst	
Nr. 39:	Schadstoff-Normierung der Außenluft in der Sowjetunion — MIK-Werte und Schutzzonen 1972 .....	4,60 DM
Nr. 40:	Hygienisch-toxikologische Bewertung von Trinkwasserinhaltsstoffen .....	21,50 DM
Nr. 41:	Lufthygiene 1974 .....	26,00 DM
Nr. 42:	Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland .....	70,00 DM
Nr. 43*:	Schwimmbadhygiene (vgl. Nr. 58)	

Nr. 44:	Zur Diskussion über das Abwasserabgabengesetz .....	18,00 DM
Nr. 45:	Siedlungshygiene und Stadtplanung .....	31,00 DM
Nr. 46:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 3. Fachgespräch .....	32,00 DM
Nr. 47:	Dulson: Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft .....	28,00 DM
Nr. 48:	Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate .....	35,50 DM
Nr. 49*:	Lahmann/Prescher: Luftverunreinigungen in der Umgebung von Flughäfen	
Nr. 50:	Oetting: Hydrogeochemische Laboruntersuchungen an Bergmaterialien und einer Hochofenschlacke .....	43,20 DM
Nr. 51:	Gewässer und Pflanzenbehandlungsmittel IV. 4. Fachgespräch .....	28,50 DM
Nr. 52:	Aktuelle Fragen der Umwelthygiene .....	65,00 DM
Nr. 53*:	Luftqualität in Innenräumen	
Nr. 54:	Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte (Kolkwitz-Symposium) .....	12,50 DM
Nr. 55:	Atri: Schwermetalle und Wasserpflanzen .....	29,00 DM
Nr. 56:	Zellstoffabwasser und Umwelt .....	48,00 DM
Nr. 57*:	Gewässerschutz — Abwassergrenzwerte, Bioteste, Maßnahmen	
Nr. 58:	Schwimmbadhygiene II .....	33,00 DM
Nr. 59:	Lufthygiene 1984 .....	48,00 DM
Nr. 60*:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt I	
Nr. 61:	Figge/Klahn/Koch: Chemische Stoffe in Ökosystemen .....	48,00 DM
Nr. 62:	Chemical Water and Wastewater Treatment .....	60,00 DM
Nr. 63:	Humanökologie — Umwelt-, Innenraum- und Siedlungshygiene .....	38,00 DM
Nr. 64:	Boden- und Grundwasserschutz .....	46,00 DM
Nr. 65:	Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler .....	78,00 DM
Nr. 66:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt II .....	65,00 DM
Nr. 67:	Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge .....	48,00 DM
Nr. 68*:	Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel	
Nr. 69:	Smogepisoden .....	58,00 DM
Nr. 70:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt IV .....	76,00 DM
Nr. 71:	Haaranalyse in der Medizin und Umwelt .....	48,00 DM
Nr. 72:	Legionellen .....	40,00 DM
Nr. 73:	Atri: Nickel — Elemente in der aquatischen Umwelt I ..	54,00 DM



Nr. 74:	Schwermetalle in der Umwelt .....	54,00 DM
Nr. 75:	Atri: Arsen — Elemente in der aquatischen Umwelt II ..	44,00 DM
Nr. 76:	Grenzwerte und Risikobetrachtungen in der Umwelthygiene .....	34,00 DM
Nr. 77:	Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung (noch nicht erschienen) .....	ca. 40,00 DM
Nr. 78:	Viren und Plasmide in der Umwelt .....	58,00 DM
Nr. 79:	Pflanzenschutzmittel und Grundwasser .....	78,00 DM
Nr. 80:	Biotechnologische In-situ-Sanierung kontaminierter Standorte .....	58,00 DM
Nr. 81:	Zusatzstoffe für Trinkwasser .....	48,00 DM
Nr. 82:	Halogenkohlenwasserstoffe in Wasser und Boden .....	46,00 DM
Nr. 83:	Bartel/Bartocha/Grohmann/Seidel: Warmsprudelbecken .....	56,00 DM
Nr. 84:	Nerger: Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe .....	45,00 DM
Nr. 85:	Marschner: Phytotoxizitätsuntersuchungen an Wildkräutern und einer Kulturpflanze (1992) .....	46,00 DM
Nr. 86:	Atri/Mezger: Zink — Elemente in der aquatischen Umwelt III (1992) .....	50,00 DM
Nr. 87:	Hazard: Information und Beteiligung bei Gesundheitsrisiken am Beispiel eines Radonmeßprogramms (1993) .....	35,00 DM
Nr. 88:	Lärm und Krankheit · Noise and Disease (1993) .....	70,00 DM
Nr. 89:	Biologische Testverfahren (1993) .....	82,00 DM
Nr. 90:	Boden- und Grundwasserverunreinigungen aus Punkt- und Flächenquellen (1993) .....	40,00 DM
Nr. 91:	Legionellen II (1993) .....	42,00 DM
Nr. 92:	Müller-Wegener u.a.: Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf Trinkwassertalsperren .....	52,00 DM

Die genannten Veröffentlichungen können beim Gustav Fischer Verlag, Postfach 72 01 43, D-70577 Stuttgart-Hohenheim, bestellt werden. Vereinsmitglieder können die Veröffentlichungen beim Verein zu Vorzugspreisen erwerben.

Mit \* gekennzeichnete Nummern sind vergriffen.

Der gemeinnützige Verein fördert insbesondere die wissenschaftlichen Arbeiten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.

Wer an Informationen über den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. interessiert ist oder Mitglied dieses Vereins werden möchte, wende sich bitte direkt an den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V., Postfach 31 14 20, 10644 Berlin, Telefon (030) 2706 57 46.



