

Materialien

Nr. 39

Flächenhafter Eintrag von

Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser

– Abschlußbericht –

Dezember 1994



Landesumweltamt
Nordrhein-Westfalen

Materialien

Nr. 39

Flächenhafter Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser

– Abschlußbericht –
Dezember 1994

- Projektleitung: Dr. R. Hellekes
(Stadtwerke Mönchengladbach GmbH)
Dr. H. Overath
(IWW, Rheinisch-Westfälisches Institut für
Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH)
- Bearbeitung: Dipl.-Ing. agr. B. Lambertz, Dipl.-Geol. D. Schumacher
(Stadtwerke Mönchengladbach GmbH)
Dr. U. Borchers, Dipl.-Chem. B. Peters
(IWW, Rheinisch-Westfälisches Institut für
Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH)

Essen 1997

IMPRESSUM

Herausgegeben vom

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

Wallneyer Str. 6 • 45133 Essen

Telefon (02 01) 79 95 - 0 • Fax (02 01) 79 95 - 446

ISSN: 0947 – 5206

Projektbetreuung und Redaktion:

Dr. Wolfgang Leuchs und Dr. Heinrich Kalthoff

Gedruckt auf 100 % Altpapier ohne Chlorbleiche

Vorwort

Das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen beschäftigt sich seit 1987 intensiv mit dem Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Grundwasser. Im Rahmen der landesweiten Grundwasserüberwachung wurde ermittelt, welche Wirkstoffe im Grundwasser auftreten, welchen Quellen die positiven Befunde zuzuordnen sind und welchen Einfluß die hydrogeologischen Eigenschaften, die Bodenarten und die Nutzungsverhältnisse haben. Daneben sind auch spezielle Untersuchungsvorhaben zur PSM-Belastung von Uferfiltratbrunnen im ländlichen Raum sowie zu Ausbreitung und Abbau von PSM im Grundwasserleiter vergeben worden.

Aufbauend auf den dadurch gewonnenen wertvollen Erkenntnissen stellte sich die Frage, in welchen Konzentrationen PSM bei landwirtschaftlicher Nutzung an der Grundwasseroberfläche in das Grundwasser eingetragen werden. Insbesondere waren die zeitlichen und quantitativen Beziehungen zwischen der nutzungsspezifischen Aufbringung der Stoffe und ihrem Auftreten an der Grundwasseroberfläche offen.

Zur Klärung dieser Problematik beauftragte das frühere Landesamt für Wasser und Abfall (LWA) die Stadtwerke Mönchengladbach GmbH 1990, im Einzugsgebiet Mönchengladbach-Gatzweiler entsprechende Untersuchungen durchzuführen. Bis Ende 1993 wurde daraufhin von den Stadtwerken gemeinsam mit dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH (Duisburg) unter fachlicher Begleitung des LWA im wesentlichen die Landnutzung erfaßt, das Grundwasser flächendeckend an der Grundwasseroberfläche und stichprobenhaft in tieferen Schichten auf PSM untersucht sowie die Verlagerung der PSM durch die ungesättigte Zone mit Hilfe von Stofftransportmodellen ermittelt.

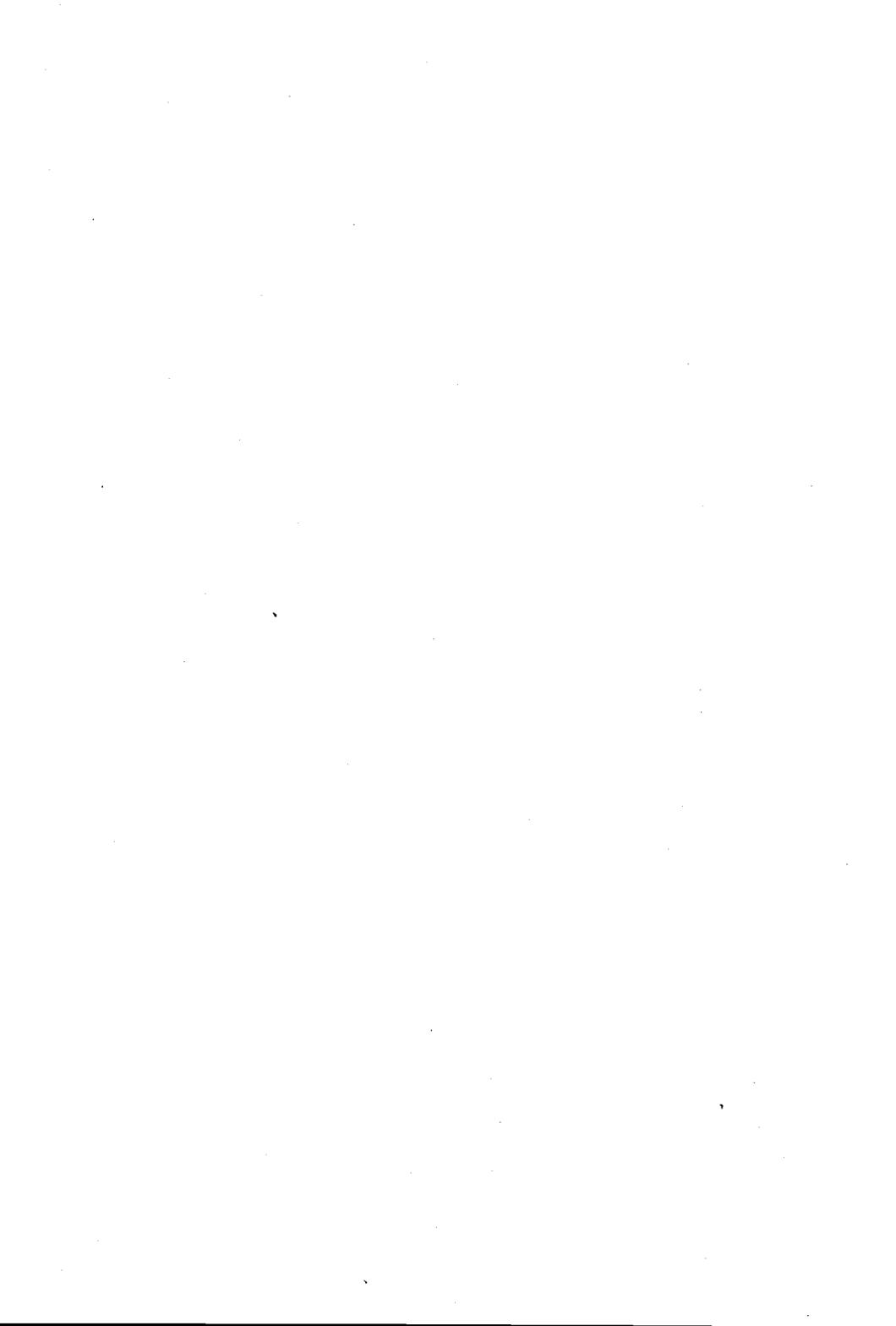
Den Auftragnehmern ist dafür zu danken, daß sie über die engere finanzielle Förderung hinausgehende, eigene Leistungen in das Projekt eingebracht haben. Dies betrifft z.B. die in der hydrologischen Station Mönchengladbach-Rheindahlen erhobenen Klimadaten, die wesentliche Grundlage für die nachfolgende Modellierung waren.

Die Ergebnisse der sehr gründlichen und aufwendigen Untersuchungen werden im vorliegenden Abschlußbericht dokumentiert. Sie tragen zu einem verbesserten Verständnis der Pflanzenschutzmittel-Problematik bei und leisten einen wesentlichen Beitrag bei der Strategiediskussion zur Verminderung von PSM-Einträgen in das Grundwasser.

Essen, im März 1997



Dr.-Ing. Harald Irmer
Präsident des
Landesumweltamtes NRW



INHALTSVERZEICHNIS

| | Seite |
|--|-------|
| VORWORT | 3 |
| ZUSAMMENFASSUNG | 10 |
| 1 EINLEITUNG | 16 |
| 1.1 Einführung in die Problematik | 16 |
| 1.2 Zielsetzung des Projekts | 18 |
| 2 BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS | 20 |
| 2.1 Geographische Lage | 20 |
| 2.2 Flächennutzung | 21 |
| 2.3 Klimatische Situation | 22 |
| 2.3.1 Niederschlag | 22 |
| 2.3.2 Verdunstung | 24 |
| 2.3.3 Sickerwasser | 25 |
| 2.4 Geologie und Hydrogeologie | 27 |
| 2.4.1 Geologische Verhältnisse im Gebiet Gatzweiler | 27 |
| 2.4.1.1 Niederrheinische Bucht | 27 |
| 2.4.1.2 Geologische Situation bis ins Tertiär | 28 |
| 2.4.1.3 Tektonische Gliederung | 30 |
| 2.4.2 Hydrogeologische Verhältnisse | 31 |
| 2.4.2.1 Aufbau des quartären Aquifers | 31 |
| 3 EINSATZ VON PFLANZENBEHANDLUNGS- UND SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNGSMITTELN | 33 |
| 3.1 Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet | 33 |
| 3.1.1 Anbauverfahren Wintergetreide | 34 |
| 3.1.2 Anbauverfahren Zuckerrüben | 37 |
| 3.1.3 Anbauverfahren Mais | 40 |
| 3.1.4 Anbauverfahren Kartoffeln | 42 |
| 3.1.5 Betriebsstruktur im Untersuchungsgebiet | 45 |
| 3.1.6 Verwertung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse | 45 |
| 3.2 PBSM-Einsatz außerhalb landwirtschaftlicher Flächen | 45 |

| | | |
|-----------|--|----|
| 4 | LAGE DER PROBENAHMESTELLEN | 48 |
| 4.1 | Grundwassermeßstellen | 48 |
| 4.2 | Handbohrungen | 48 |
| 4.3 | Sedimentprobenahmestellen | 49 |
| 5 | MATERIAL UND METHODEN | 50 |
| 5.1 | Probenahmen | 50 |
| 5.1.1 | Grundwasserprobenahme | 50 |
| 5.1.2 | Sedimentprobenahme | 51 |
| 5.1.3 | Bodenprobenahme | 52 |
| 5.2 | Untersuchung der Grundwasserproben | 52 |
| 5.2.1 | Bestimmung der anorganischen Parameter | 52 |
| 5.2.2 | Bestimmung der Konzentration verschiedener PBSM | 53 |
| 5.2.2.1 | Probenanreicherung | 53 |
| 5.2.2.2 | Chromatographische Trennbedingungen | 53 |
| 5.2.2.2.1 | Gaschromatographie | 53 |
| 5.2.2.2.2 | Flüssigkeitschromatographie | 54 |
| 5.3 | Untersuchung der Boden- und Sedimentproben | 54 |
| 5.3.1 | Sedimentpetrographische und -physikalische Untersuchungen | 55 |
| 5.3.2 | Chemische Untersuchungen | 56 |
| 5.3.2.1 | Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_{org}) | 56 |
| 5.3.2.2 | Bestimmung des Boden-pH-Werts | 56 |
| 5.3.2.3 | Bestimmung der PBSM-Gehalte | 56 |
| 5.3.3 | Bestimmung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität | 57 |
| 5.4 | Untersuchung der Sorption von PBSM an Boden- und Sedimentproben | 57 |
| 5.4.1 | Bestimmung der Adsorptionskinetik und des k_d -Werts | 57 |
| 5.4.2 | Bestimmung der Herbizidkonzentration in der wäßrigen Phase | 58 |
| 5.5 | Physikalische und chemische Eigenschaften der untersuchten Herbizide | 59 |

| | | |
|-----------|--|----|
| 6 | THEORIE ZUR MODELLIERUNG DES STOFFTRANSPORTS DURCH DIE UNGESÄTTIGTE ZONE | 61 |
| 6.1 | Sickerwassertransport und Hydrologie..... | 61 |
| 6.2 | PBSM-Transport durch die Sickerwasserzone | 63 |
| 6.2.1 | Adsorptions- und Desorptionsvorgänge | 64 |
| 6.2.1.1 | Einfluß der Bodeneigenschaften | 65 |
| 6.2.1.1.1 | Organische Stoffe | 65 |
| 6.2.1.1.2 | Tonminerale | 66 |
| 6.2.1.1.3 | Weitere Bodenbestandteile..... | 67 |
| 6.2.1.2 | Sorptionsmechanismen | 67 |
| 6.2.1.3 | Elektrostatische Wechselwirkungen und pH-Wert-Einflüsse..... | 68 |
| 6.2.1.4 | Mathematische Beschreibung von Sorptionsvorgängen | 69 |
| 6.2.2 | Chemische und biochemische Abbauvorgänge..... | 73 |
| 6.2.3 | Einfluß der Bodenbearbeitung und des Klimas auf den vertikalen Stofftransport | 76 |
| 6.2.4 | Einfluß von Makroporen und preferential flow..... | 78 |
| 6.2.5 | Zusammenfassung | 80 |
| 7 | EINGESETZTE SIMULATIONSMODELLE..... | 81 |
| 7.1 | HYDROSTAT | 81 |
| 7.1.1 | Grundlagen..... | 81 |
| 7.1.2 | Modifikationen | 83 |
| 7.1.3 | Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts und ihr Einfluß auf die Modellierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone | 83 |
| 7.2 | Pesticide leaching Model (PELMO)..... | 86 |
| 7.2.1 | Einleitung | 86 |
| 7.2.2 | PELMO Version 1.5 | 86 |
| 7.3 | VARLEACH..... | 89 |
| 7.3.1 | Einleitung..... | 89 |
| 7.3.2 | Beschreibung der Version FLOWCONC..... | 89 |
| 7.4 | LEACHP | 91 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 8 | ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER UNTERSUCHUNG DER GRUNDWASSER- UND BODENPROBEN | 93 |
| 8.1 | Ergebnisse der Untersuchung des Grundwassers von der Grundwasseroberfläche | 94 |
| 8.1.1 | Nitratgehalte | 94 |
| 8.1.2 | Belastung des Grundwassers mit PBSM | 95 |
| 8.1.2.1 | Spektrum der Wirkstoffe und Konzentrationen | 95 |
| 8.1.2.2 | Räumliche Verbreitung der PBSM im Untersuchungsgebiet und deren Ursachen | 99 |
| 8.2 | Ergebnisse der Untersuchung von Grundwasser aus dem gesamten Grundwasserleiter | 104 |
| 8.2.1 | Nitratgehalte | 104 |
| 8.2.2 | Belastung des Grundwassers mit PBSM | 105 |
| 8.3 | Ergebnisse der Bodenuntersuchung | 107 |
| 8.4 | Ergebnisse von Untersuchungen im Rahmen eines Sonderprogramms | 108 |
| 8.5 | Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse | 110 |
| 9 | ERGEBNISSE DER PHYSIKALISCHEN, CHEMISCHEN UND BIOLOGISCHEN CHARAKTERISIERUNG DER BODEN- UND SEDIMENTPROBEN | 114 |
| 9.1 | Lagerungsdichten und Wassergehalte | 114 |
| 9.2 | C _{org} -Gehalte | 115 |
| 9.3 | Mikrobielle Stoffwechselaktivitäten (Biomasse) | 116 |
| 9.4 | Korngrößenverteilungen und der Feldkapazitäten | 117 |
| 9.5 | pH-Werte | 120 |
| 9.6 | Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse der Charakterisierung der Boden- und Sedimentproben | 121 |
| 10 | ERGEBNISSE DER SORPTIONSVERSUCHE | 123 |
| 10.1 | k _d -Werte der Boden- und Sedimentproben | 123 |
| 10.2 | Diskussion der Ergebnisse der Sorptionsversuche | 128 |
| 11 | ERGEBNISSE DER MODELLRECHNUNGEN ZUR VERLAGERUNG VON WASSER UND PBSM DURCH DIE SICKERWASSERZONE | 131 |
| 11.1 | Klimadaten | 131 |
| 11.2 | Berechnung des Bodenwasserhaushalts mit dem Modell HYDROSTAT | 131 |

| | | |
|----------|--|-----|
| 11.3 | Ergebnisse der Modellrechnungen zur Verlagerung der PBSM in der Sickerwasserzone | 136 |
| 11.3.1 | PELMO..... | 137 |
| 11.3.1.1 | Sensitivitätsanalyse | 139 |
| 11.3.1.2 | PELMO-Simulationen mit ausgewählten Szenarien..... | 149 |
| 11.3.2 | VARLEACH..... | 153 |
| 11.3.3 | LEACHP..... | 154 |
| 11.3.4 | Vergleich von Simulationen mit PELMO, VARLEACH und LEACHP anhand des Rückstandsprofils an der Festphase..... | 157 |
| 11.3.5 | Diskussion der Simulationsergebnisse | 161 |
| 11.3.6 | Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung von Verlagerungsmodellen in der Praxis | 166 |
| 12 | LITERATURVERZEICHNIS | 170 |
| 13 | VERZEICHNIS DER VERWENDETEN SYMBOLE UND ABKÜRZUNGEN | 177 |
| 14 | BILDANHANG | 179 |
| 15 | TABELLENANHANG | 184 |

12 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des in den Jahren 1989 bis 1993 durchgeführten Projekts wurden von der STADTWERKE MÖNCHEGLADBACH GMBH und dem IWW Untersuchungen zum Eintrag von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (PBSM) ins Grundwasser durchgeführt. Das Hauptaugenmerk richtete sich dabei auf die zeitlichen und quantitativen Beziehungen zwischen der Applikation der Stoffe auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen und ihrem Auftreten an der Grundwasseroberfläche. Als Untersuchungsgebiet wurde das Wassereinzugsgebiet des Wasserwerks Mönchengladbach-Gatzweiler, ein für den Niederrhein typischer Standort mit sandigen Lößlehmöden, ausgewählt.

Zur Erfassung der Situation wurde zunächst eine Erhebung über die Landnutzung durchgeführt. Zusätzlich wurden die Konzentrationen verschiedener PBSM im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche flächendeckend sowie die im tieferen Grundwasser stichprobenartig bestimmt. Daneben wurden wegen eventueller Korrelationen zur Landnutzung auch die Nitratgehalte der Proben gemessen. Durch die Untersuchungen sollten gleichermaßen Problembereiche der Landnutzung und Auswaschungsquellen erkannt werden, damit ggf. gezielte Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstoffeintrags ergriffen werden können. Ferner sollten grundsätzliche Zusammenhänge und Faktoren ermittelt werden, die den PBSM-Transport durch die Sickerwasserzone steuern bzw. beeinflussen.

Durch diese Untersuchungen (Erhebungen über die Landnutzung und PBSM-Messungen) waren aber nur einige linienförmige und punktuelle Kontaminationen des Grundwassers eindeutig einem Eintragsort zuzuordnen. Die zumeist diffus auftretenden PBSM-Einträge konnten hingegen nicht sicher mit der landwirtschaftlichen Nutzung an der Geländeoberfläche korreliert werden. Um dies jedoch zu erreichen, wurden in der zweiten Phase des Projekts PBSM-Verlagerungsmodelle eingesetzt. Mit den Modellen PELMO, VARLEACH und LEACHP wurde der Weg der Wirkstoffe durch die etwa 5 m mächtige Sickerwasserzone modellhaft beschrieben und dabei zeitliche und quantitative Beziehungen zwischen der Applikation eines Wirkstoffs und seinem Eintrag ins Grundwasser aufgestellt. Weiterhin wurde der Sickerwassertransport mit dem Modell HYDROSTAT berechnet.

Alle für die Modelle benötigten Daten wurden gebietsspezifisch und vorwiegend experimentell ermittelt. Anhand von horizontal entnommenen Boden- und Sedimentproben aus drei Trockenkern-Bohrprofilen wurde ein umfangreicher Satz von Kenndaten als Grundlage für die modellhafte Beschreibung der Verlagerung von Atrazin, Metribuzin, Isoproturon und Metamitron durch die Sickerwasserzone erstellt. Im Vordergrund stand dabei die experimentelle Ermittlung von k_d -Werten in Batch-Versuchen. Daneben wurden genaue Klimadaten aus dem Untersuchungsgebiet über einen Zeitraum von 11 Jahren auf der Basis von Tageswerten erfaßt (HYDROLOGISCHE STATION MÖNCHEGLADBACH-RIEINDAULEN). Mit Ausnahme der FREUNDLICH-Exponenten zur Beschreibung der

Sorptionsisothermen und der Daten über den Bioabbau der Wirkstoffe wurden alle für die Modelle erforderlichen Parameter experimentell ermittelt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

- Das Wassereinzugsgebiet des Wasserwerks Mönchengladbach-Gatzweiler als typischer niederrheinischer Standort zeichnet sich durch feinsandreiche Lößlehm Böden des Typs Parabraunerde aus. Etwa 75 % der Flächen werden intensiv als Ackerland genutzt, wobei üblicherweise eine „rheinische Fruchtfolge“ (Weizen, Zuckerrüben, Gerste) sowie Kartoffeln und Mais gewählt wird.
- Im Zeitraum von 1989 bis 1993 wurden insgesamt 358 Proben von der Grundwasseroberfläche und 85 Proben aus dem tieferen Grundwasser (Mischwasser) entnommen und untersucht. Die flächendeckende Untersuchung des Grundwassers von der Grundwasseroberfläche ergab, daß insbesondere Atrazin, Atrazinderivate und Simazin im ganzen Gebiet - gewissermaßen ubiquitär - nachzuweisen sind. Weiterhin wurden Metribuzin, Isoproturon und Diuron häufiger nachgewiesen.
- Atrazin, das üblicherweise im Maisanbau eingesetzt wird, und Simazin traten in Konzentrationen von bis zu 5,1 µg/l auf. Das Kartoffelherbizid Metribuzin wurde allgemein mit ähnlichen Konzentrationen bestimmt. Nur im Fall einer Kontamination des Bodens durch „Entsorgung“ von Spritzbrühe wurden extrem hohe Gehalte von bis zu 120 µg/l gemessen. Isoproturon als Getreideherbizid wurde mit Gehalten bis zu etwa 13 µg/l gefunden und Diuron, das vorwiegend im nicht landwirtschaftlichen Bereich eingesetzt wird, konnte bevorzugt in der Nähe von Ortslagen mit Konzentrationen von bis zu 1,6 µg/l nachgewiesen werden.
- Der als Ersatzpräparat für das verbotene Atrazin im Maisanbau seit mindestens 1989 eingesetzte Wirkstoff Terbutylazin wurde im Untersuchungsgebiet seit etwa Mitte 1992 im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche nachgewiesen. Dieses Ergebnis deutet auf eine ähnlich hohe Gefährdung des Grundwassers durch diesen Ersatzstoff hin.
- Eine sichere Zuordnung von PBSM-Einträgen an der Grundwasseroberfläche zu Auswaschungsquellen an der Geländeoberfläche war nur bei punktförmigen bzw. linienförmigen Kontaminationsquellen möglich. Als Beispiele dafür können die Spritzbrühen-Entsorgung bei der Meßstelle HB 10 (punktförmige Quelle) bzw. die Bromacil-Funde entlang einer Bahnlinie (linienförmige Quelle) angeführt werden. Die überwiegend auftretenden, diffusen PBSM-Einträge ins Grundwasser waren dagegen nicht mit der detailliert erfaßten landwirtschaftlichen Nutzung zu korrelieren.
- Das neu gebildete Grundwasser enthielt Nitrat allgemein in Konzentrationen, die deutlich über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l lagen. Besonders hohe Nitratgehalte wurden vor allem unter intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen mit einem geringen Grundwasserflurabstand festgestellt. Im Bereich von Ortschaften waren

die Nitratgehalte an der Grundwasseroberfläche durchschnittlich geringer. Insgesamt führt die Nitratbelastung des Grundwassers im Gebiet Gatzweiler dazu, daß das im Wasserwerk gewonnene Rohwasser nur nach Vermischung mit nitratarmem Wasser aus tieferen Aquiferen als Trinkwasser abgegeben werden kann.

- Die reine Sickerwasserverlagerung konnte gut mit dem hydraulischen Modell HYDRO-STAT berechnet werden.
- Die Simulationsrechnungen für die 4 ausgewählten Wirkstoffe ergaben für Metribuzin die kürzesten Durchbruchzeiten durch die Sickerwasserzone. Metamitron wurde in den Modellen dagegen am langsamsten verlagert bzw. im Boden vollständig abgebaut. Da die Bodenkenndaten der drei Profile trotz ihrer räumlichen Nähe untereinander erheblich variierten, schwankten auch die Simulationsergebnisse über einen größeren Bereich. Für Atrazin wurden z. B. Verlagerungszeiträume von der Geländeoberfläche bis zur Grundwasseroberfläche in 5 m Tiefe zwischen 1,5 und 6,5 Jahren ermittelt. Im Mittel kann dieser Zeitraum mit etwa 5,5 Jahren angegeben werden.
- Auch bei der k_d -Wert-Bestimmung fielen die durchweg sehr niedrigen Werte für Metribuzin und die besonders im tieferen Sedimentbereich relativ hohen Werte für Metamitron auf. Ein Vergleich mit Literaturdaten zeigte eine gute Übereinstimmung für Atrazin, Isoproturon und Metamitron. Für Metribuzin wurden dagegen k_d -Werte ermittelt, die durchschnittlich bei nur etwa 30 % der Literaturwerte liegen.
- Für eine realitätsnahe Simulation sind vor allem genaue Daten über die Sorption (k_d -Werte), den Abbau der Wirkstoffe, Klimadaten und Daten über den Sickerwassertransport notwendig. Die Realitätsnähe der Simulation steigt dabei proportional zu Qualität und Quantität der Eingabedaten. Die für eine Simulation mit Abstand wichtigsten Parameter sind die Sorption (k_d -Werte) und der Bioabbau.
- Die durchgeführten Untersuchungen weisen darauf hin, daß die Verlagerungsgeschwindigkeit und damit der Zeitpunkt des Eintrags der PBSM ins Grundwasser mit einer Abweichung von unter einem Jahr rückwirkend simulierbar ist.
- Die Simulationsmodelle sind für die Wasserwirtschaft besonders gut geeignet, um das Verhalten von PBSM in der Sickerwasserzone unter „worst-case“-Bedingungen abzuschätzen.
- Für die landwirtschaftliche Forschung und Beratung kann die Anwendung der Simulationsmodelle ebenfalls von großem Nutzen sein, da mit ihrer Hilfe ein ökonomischerer Einsatz der Mittel erreicht werden kann und Nachfolgekulturen vor Schäden durch Rückstände unverträglicher Wirkstoffe geschützt werden können. Die Programme erlauben neben Vorhersagen über die optimalen Applikationsmengen auch Prognosen über den günstigsten Applikationszeitpunkt.

- Im Untersuchungsgebiet Gatzweiler sind die Grundwasserbelastungen mit PBSM im Untersuchungszeitraum tendenziell zurückgegangen. Die Ursache dafür könnte beispielsweise in den Auswirkungen der sehr trockenen Jahre 1989 bis 1991 mit stark verminderter Grundwasserneubildung liegen.
- Bei den Nitratgehalten im Grundwasser ist dagegen derzeit noch keine abnehmende Tendenz zu erkennen. Hieraus werden sich vermutlich auch in Zukunft Probleme hinsichtlich der erforderlichen Wassergüte ergeben, so daß weitere Maßnahmen zur Vermeidung des Eintrags und/oder zur Verminderung des Nitratgehalts im Rohwasser erforderlich sind.
- Um den Anwendungsbereich und den Nutzen mathematischer Modelle für die Wassergütwirtschaft in Zukunft zu erweitern, müßte beispielsweise der „preferential flow“ mit berücksichtigt werden. Weiterhin ist nach Wegen zu suchen, wie die Aussagen der Simulationsergebnisse zuverlässig auf größere Bereiche (Schläge, Wassereinzugsgebiete) ausgedehnt werden können, ohne daß der Untersuchungsaufwand unverträglich und unbezahlbar ansteigt. Allgemein sind auch Untersuchungen zur Minimierung der Anzahl an Eingabeparametern für die Modelle wünschenswert. Hierzu könnte die Entwicklung von Struktur-Eigenschafts-Beziehungen der Wirkstoffe bzw. der sorptiv wirksamen Komponenten des Bodens sehr nützlich sein.

Die Ergebnisse der Untersuchungen dieses Projekts sollten für die im Rahmen einer Kooperation gut zusammenarbeitende Land- und Wasserwirtschaft im Bereich des Wasserwerks Mönchengladbach-Gatzweiler in entsprechende Konsequenzen und Empfehlungen münden, die für die einzelnen Bereiche nachfolgend beschrieben werden sollen.

Besonders wichtig ist die Erkenntnis, daß weder die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen im Wassereinzugsgebiet noch die wasserwirtschaftliche Nutzung des Grundwassers für sich allein betrachtet werden darf. Nur eine Gesamtbetrachtung der Nutzungen einschließlich der möglichen Schädigungen für den jeweils anderen führt zu einem kooperativen Miteinander zum Wohl der Allgemeinheit. Auch für den Grundwasserschutz ist eine Kooperation zwischen der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft die einzig richtige Form, um im gegenseitigen Dialog eine flächenhafte Grundwasserbelastung mit PBSM bzw. Nitrat zu vermeiden.

Im landwirtschaftlichen Bereich muß durch eine weitere Verstärkung der Beratung eine Optimierung des Einsatzes von PBSM bewirkt werden. Optimierung soll heißen: Erreichen eines **optimalen** Verhältnisses vom Stoffeinsatz zum Ernteertrag **ohne** dabei ein **Ertragsmaximum** anzustreben. Gleiches gilt auch für die Düngung. Die landwirtschaftlichen Berater sollten zudem Alternativen zum PBSM-Einsatz oder zumindest Möglichkeiten zur Reduzierung der Aufwandsmengen anbieten und ggf. Ausweichprodukte mit besserer Abbaubarkeit im Oberboden nennen. Besonders problematisch ist die punktuelle Belastung

des Grundwassers, die durch unsachgemäße Handhabung der Restmengen, der Lagerung und Entsorgung der Vorratsbehälter und durch die Reinigung der Feldspritzen hervorgerufen werden. Gerade dieser Problembereich kann jedoch schon durch relativ einfache Maßnahmen erheblich entschärft werden. Dazu gehört an erster Stelle die Sensibilisierung der Landwirte sowie der Einsatz moderner Feldspritzen. Daneben können auch Maßnahmen zur Vermeidung bzw. zum korrekten Umgang mit anfallenden (möglichst geringen) Restmengen aufgezeigt werden. Hierzu gehören beispielsweise die Rücknahme und sachgemäße Entsorgung der Restmengen und der Vorratsbehälter durch die Industrie. Diese Erkenntnisse sind von der Landwirtschaft, deren Interessenvertretern, aber auch von den Beratern der Pflanzenschutz- und Düngemittelindustrie aufzunehmen, damit entsprechende Konsequenzen eingeleitet werden können.

Die Wasserwirtschaft und dort insbesondere die Trinkwasserversorgungsunternehmen sollten in Zukunft durch eine ausgewogene Vorfelduntersuchung die Qualität des geförderten Rohwassers bereits im deutlichen Abstand zu den Förderbrunnen überwachen. Somit kann, falls daß Grundwasser im Anstrom eines Wasserwerks verunreinigt wird, bereits frühzeitig der Verursacher erkannt und eine weitere Verunreinigung vermieden werden. Zur Sicherung der Trinkwasserversorgung kann neben der Verlagerung der Grundwasserförderung (tieferes Grundwasserstockwerk bzw. Aufgabe von Brunnenstandorten) auch die Aufbereitung des Grundwassers durch technische Maßnahmen (Aktivkohlefilter, Denitrifikationsanlagen) herangezogen werden. Von entscheidender Bedeutung ist jedoch auch für die Zukunft der Grundwasserschutz. Für die Wasserwirtschaft bedeutet dies, daß sie den Dialog zur Landwirtschaft sucht und erkannte Grundwasserbelastungen durch PBSM in diesem Kreis diskutiert und gemeinsam nach Lösungswegen gesucht wird. Neben den Gefährdungen für das Grundwasser durch die Landwirtschaft wurden nicht unerhebliche Beeinträchtigungen durch **außerlandwirtschaftliche** PBSM-Einträge (Diuron) im Untersuchungsgebiet ermittelt. Gerade diesen Belastungspfaden muß in Zukunft mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden. Der Grund für den Einsatz solcher Wirkstoffe ist zumeist die unspezifische und vollständige Vernichtung von „Unkraut“ auf Nichtkulturland. Bisher werden an die Qualität der Ausbringung (Geräte und Personal) keine oder nur geringe Anforderungen gestellt. Auch die Aufwandmenge ist oftmals deutlich überhöht, da im Gegensatz zur Landwirtschaft Kulturverträglichkeit und selektive Wirkung keine Rolle spielen. Die Anwendung solcher Produkte erfolgt durch einen breiten Personenkreis und reicht bis in den häuslichen Bereich. Zur Sensibilisierung der Bevölkerung wurde im Arbeitsgebiet an alle Haushalte mittels Handzetteln eine Information zum Gefährdungspotential und zum richtigen Umgang bzw. Verzicht der PBSM verteilt. Die Öffentlichkeitsarbeit sollte dahingehend weiter vertieft werden.

Der Einsatz von PBSM durch nicht sachkundige Personen bzw. in Bereichen, die nicht der gewerblichen Nutzung dienen oder keinen Sicherheitsbelangen unterliegen, sind stärker als bisher zu hinterfragen. Wenn hier ein Einsatz erforderlich erscheint, ist auf

sorgfältige Anwendung hinsichtlich der Ausbringungsgeräte und der Wirkstoffmenge zu achten. Von besonderer Bedeutung ist die Auswahl des **geeignetsten** Präparats nach einer qualifizierten Beratung durch den Fachhandel. Der sicherste Grundwasserschutz ist der Verzicht auf PBSM. Daher sollte die Suche nach Alternativen auch von den oben genannten Bereichen intensiv weiterverfolgt werden. Neben den rein mechanischen Möglichkeiten bieten sich mitunter auch thermische Behandlungen als Alternative zum PBSM-Einsatz an.

1 EINLEITUNG

1.1 Einführung in die Problematik

Seit Anfang der fünfziger Jahre werden chemische Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) zur Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzt. Neben dem Schutz von Kulturpflanzen und ihrer Ernteprodukte vor Schadorganismen und Krankheiten dienen PBSM auch zur Eliminierung von konkurrierenden Wildpflanzen. Anfang der achtziger Jahre wurden in der Bundesrepublik Deutschland jährlich ca. 30 000 t PBSM eingesetzt. Mit 62 % haben die herbiziden Wirkstoffe daran den größten Anteil (HURLE, 1989)

Neben selektiv wirksamen PBSM, welche hauptsächlich in der Landwirtschaft Anwendung finden, werden häufig auch Totalherbizide eingesetzt. Letztere verhindern jeglichen Pflanzenbewuchs, z. B. auf öffentliche Anlagen, Parkplätzen, Gleisanlagen, privaten Wegen und Plätzen.

Im Jahre 1986 wurde die Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft vom Juli 1980 „Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch“ innerhalb der Trinkwasserverordnung der Bundesrepublik Deutschland umgesetzt. Danach beträgt die zulässige Höchstkonzentration für einen PBSM-Wirkstoff im Trinkwasser 0,1 µg/l und für die Summe aller Wirkstoffe 0,5 µg/l. Seit dem 01.10.1989 ist die Einhaltung dieser Grenzwerte für die Wasserversorgungsunternehmen verbindlich. Die Festsetzung des sehr niedrigen Grenzwertes von 0,1 µg/l erfolgte nicht auf der Grundlage toxikologischer Untersuchungen. Der Gesetzgeber verfolgte vielmehr das Ziel, das Auftreten von PBSM-Wirkstoffen im Trinkwasser generell zu verbieten („Nullwert-Forderung“). Da man 1985 annahm, daß die analytische Bestimmungsgrenze für die einzelnen Wirkstoffe bei 0,1 µg/l liegt, setzte man diese Konzentration zugleich als Grenzwert fest.

Gleichzeitig wurde mit dem Pflanzenschutzmittelgesetz ein Zulassungsverfahren für PBSM eingeführt, nach dem die BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT im Einvernehmen mit dem BUNDESGESUNDHEITSAMT und dem UMWELTBUNDESAMT nur solche Pestizide zuläßt, deren Anwendung eine Verunreinigung des Grundwassers nicht erwarten läßt. Grundlage der Zulassung ist die Prüfung des Verlagerungsverhaltens der PBSM in verschiedenen Böden in Modellversuchen. Dieses Vorgehen führte dazu, daß im Jahre 1991 nur noch rund 220 PBSM-Wirkstoffe in etwa 950 Prä-

paraten zugelassen waren, gegenüber rund 310 Wirkstoffen und ca. 1700 Präparaten im Jahre 1986 (PESTEMER, 1993a).

Da aber weiterhin große Mengen PBSM eingesetzt werden, ist die Einhaltung der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung für die Wasserwirtschaft zu einem Problem geworden. Durch gezielte Untersuchungen in den letzten Jahren wurden immer häufiger Belastungen der Grund- und Oberflächengewässer durch PBSM festgestellt (HURLE, 1989; LEUCHS ET AL., 1990).

Insofern ist nicht verwunderlich, daß man seit dem Inkrafttreten der neuen Grenzwerte der Trinkwasserverordnung sowie der Entwicklung von verbesserten Analysemethoden bei der Bestimmung von PBSM-Wirkstoffen dem Transportverhalten von PBSM verstärkte Aufmerksamkeit widmete, zumal man feststellte, daß die „Nullwert-Forderung“ nicht immer eingehalten werden kann.

Für den Transport der PBSM von der Eintragsstelle an der Geländeoberfläche bis zu den Förderbrunnen der Trinkwasserversorgung sind die Verhältnisse an der Geländeoberfläche, im Sickerwasserbereich und im gesättigten Grundwasserleiter maßgebend.

Der genaue Zusammenhang zwischen dem Wirkstoffauftrag an der Geländeoberfläche und dem Eintrag von PBSM in das Grundwasser ist noch weitgehend ungeklärt. Hingegen liegen über das Ausbreitungs- und Abbauverhalten von Pestiziden im Boden zahlreiche, z. T. sehr tiefgehende Untersuchungen vor. Dabei wurde insbesondere speziellen Fragen zum Adsorptions- und Abbauverhalten nachgegangen. Erste umfassende Untersuchungen auf PBSM in Grund-, Oberflächen- und Rohwässern führte das LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NRW durch. Die Analysen erstreckten sich auf zunächst 22 PBSM-Wirkstoffe, welche sich hauptsächlich aus Herbiziden der Gruppe der s-Triazine und der Harnstoffderivate zusammensetzten. Als Probenahmestellen wurden Förderbrunnen ausgewählt, die in Gebieten mit leichten, sorptionsschwachen Böden, geringen Grundwasserflurabständen und einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung lagen (VAN BERK, 1988; LEUCHS ET AL. 1990). Weitere Arbeiten im westlichen Münsterland befaßten sich mit flächendeckenden Untersuchungen zur PBSM-Belastung im Grundwasser und in Vorflutern, wobei versucht wurde, dem Pfad dieser Wasserbelastungen nachzugehen (VOGT, 1990).

1.2 Zielsetzung des Projekts

Im Rahmen dieses Projekts sollte für einen am Niederrhein typischen, sandigen Lößlehmstandort ein Zusammenhang zwischen der Landnutzung - incl. Art und Menge der aufgebrauchten Wirkstoffe - und dem PBSM-Gehalt im Grundwasser hergestellt werden. Dabei sollte sowohl die Aufnahme der Landnutzung als auch die Bestimmung der PBSM-Konzentrationen im Grundwasser so flächendeckend erfolgen, um Problembereiche der Landnutzung und Auswaschungsquellen zu erkennen und gezielte Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstoffeintrags zu ergreifen.

Um einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen der Landnutzung an der Geländeoberfläche und der Grundwasserbelastung mit PBSM herstellen zu können, sollte in diesem Projekt erstmals gezielt und systematisch das Grundwasser an der Grundwasseroberfläche beprobt werden, um das jeweils aus Sickerwasser neu gebildete Grundwasser zu erfassen. Auf diese Weise sollte dem Ort der Grundwasserentnahme der - idealerweise senkrecht darüber liegende - Ort des PBSM-Eintrags an der Geländeoberfläche zuzuordnen sein.

Um feststellen zu können, ob zwischen der PBSM- und der Nitratkonzentration im neugebildeten Grundwasser einerseits und der PBSM-Konzentration und dem Grundwasserstand andererseits ein Zusammenhang besteht, sollte stets auch die Nitratkonzentration und der Grundwasserstand gemessen werden.

Die Untersuchungen ergaben, daß es äußerst schwierig ist, eine Korrelation zwischen dem PBSM-Einsatz an der Geländeoberfläche und dem Auftreten der Wirkstoffe an der Grundwasseroberfläche herzustellen. Dies hatte u. a. folgende Gründe:

- a) Außergewöhnlich geringe Sickerwasserverlagerung und damit Grundwasserneubildung in den trockenen Jahren 1989-91 des Untersuchungszeitraums.
- b) Bedingt durch die geringe Sickerwasserverlagerung und die damit verbundene geringe Geschwindigkeit der PBSM-Verlagerung hätte die Flächennutzung bis in die Jahre 1983-85 zurückverfolgt werden müssen, was jedoch nicht möglich war.
- c) Einige PBSM wurden über einen längeren Zeitraum an der Grundwasseroberfläche beobachtet und nicht in mehr oder weniger regelmäßigen Zeitabständen, wie es bei einer Anwendung in regelmäßigen Abständen entsprechend der Fruchtfolge zu erwarten wäre. Aus diesem Grund konnte kein Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt des

Einsatzes der PBSM und seinem Auftreten an der Grundwasseroberfläche hergestellt werden.

Um dennoch das gesteckte Ziel zu erreichen, sollten im zweiten Teil des Projekts Modelle zur Simulation der Verlagerung von PBSM durch die Sickerwasserzone (Bereich von der Gelände- bis zur Grundwasseroberfläche) eingesetzt werden und dabei sowohl die von der Landwirtschaft bekannten Daten über die Applikation verschiedener Wirkstoffe als auch die bislang im Untersuchungsgebiet beobachteten Wirkstoffkonzentrationen im neu gebildeten Grundwasser berücksichtigt werden. Um auch Daten über die Beschaffenheit des Bodens und Sediments in der Sickerwasserzone zu erhalten, sollte stellvertretend für das gesamte Untersuchungsgebiet ein repräsentativer Schlag ausgewählt und auf diesem 3 Bohrungen bis zur Grundwasseroberfläche abgeteuft werden, um von den horizontal entnommenen Boden- und Sedimentproben die wichtigsten Kenndaten experimentell zu ermitteln. Mit diesen Kenndaten sollten dann unter Anwendung verschiedener Programme (PELMO, VARLEACH, LEACHP) Berechnungen zum PBSM-Transport in der Sickerwasserzone durchgeführt werden. Das Programm PELMO wird u. a. von der BIOLOGISCHEN BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BBA) im Rahmen des Zulassungsverfahrens von PBSM eingesetzt. Zur Simulation des Sickerwassertransports sollte das Programm HYDROSTAT der STADTWERKE MÖNCHEGLADBACH GMBH eingesetzt werden.

Aufgrund der bereits vorhandenen, sehr guten Datenlage erschien das ausgewählte Untersuchungsgebiet für die geplanten Simulationen hervorragend geeignet, um damit erstmals den in der Literatur bisher nicht beschriebenen Versuch zu wagen, die Verlagerung von PBSM in der ungesättigten Zone über eine Strecke von 5 m Teufe zu berechnen.

2 BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS

2.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt im Südwesten der Stadt Mönchengladbach und umfaßt im wesentlichen die projektierte Schutzzone III A der oberflächennahen Grundwasserentnahme des Wasserwerks Gatzweiler der STADTWERKE MÖNCHENGLADBACH GMBH (Abbildung 1).

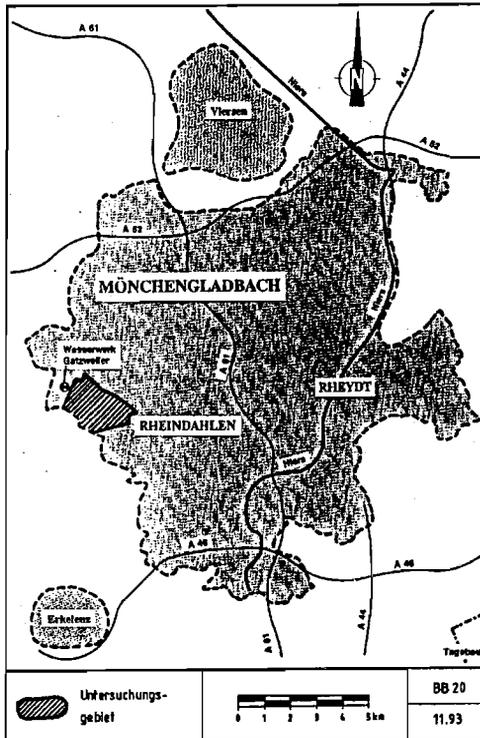


Abbildung 1: Übersichtsplan über das Untersuchungsgebiet

Die Größe des Untersuchungsgebiets beträgt ca. 3,5 km² und wird im Nordosten durch den Knippertzbach und im Südwesten durch den Mühlenbach begrenzt (Abbildung A6). Beide Vorfluter begrenzen gleichzeitig auch das zur Grundwasserentnahme aus dem freien Grundwasserleiter genutzte Einzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler. Nach Süden begrenzt die Eisenbahnlinie Roermond-Mönchengladbach das Untersuchungsgebiet, wobei einige Probenahmestellen jedoch auch noch südlich im Grundwasseranstrombereich der Gleisanlagen liegen. Nach Nordwesten begrenzt das Wasserwerk Gatzweiler zusammen mit dem Militär-Lazarett der britischen Armee und dem Hauptquartier der NATO das Untersu-

chungsgebiet. Es befindet sich auf den Meßtischblättern (M 1 : 25 000) 4804 Mönchengladbach und 4803 Wegberg und den Grundkarten (M 1 : 5 000) 42 und 43 (interne Bezeichnung der Stadt Mönchengladbach).

Das Gelände zwischen Knippertzbach und Mühlenbach zeichnet sich durch eine nur sehr schwach ausgeprägte Morphologie aus. Die mittlere Geländehöhe schwankt zwischen 62 und 67 m über NN. Die Bäche haben 1 bis 4 m tiefe Taleinschnitte gebildet.

Die Besiedlungsdichte ist allgemein gering. Große landwirtschaftliche Flächen, die in zahlreiche Parzellen untergliedert sind, werden von einzelnen kleinen Dörfern (Straßendörfer) unterbrochen.

Direkt südlich des Wasserwerks Gatzweiler befindet sich ein Sickerwassermeßschacht (Archiv-Nr. 42/022, Kap. 4.1) mit folgenden GAUSS-KRÜGER-Koordinaten: R: 25 21960,
H: 56 69180.

2.2 Flächennutzung

Das Untersuchungsgebiet wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Daneben existieren Waldareale, welche die Talhänge des Mühlenbaches bedecken (Feuchtgebiete).

Die Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler gliedert sich wie folgt:

- Ackerland 74 %
- Grünland 8 %
- Garten 8 %
- Sonstiges 10 %

Aufgrund der guten klimatischen Bedingungen und der günstigen Bodenverhältnisse findet auf den Ackerbauflächen eine intensive Nutzung nach der Rheinischen Fruchtfolge (Weizen, Zuckerrüben, Gerste) statt. Aber auch der Anbau von Gemüse, Kartoffeln und Mais ist üblich, während Viehhaltung im Untersuchungsgebiet eine untergeordnete Rolle spielt (**Abbildungen A1 bis A4**).

Die Böden lassen sich als feinsandreiche Lößlehme (Bodentyp: Parabraunerde) charakterisieren und werden mit durchschnittlich 40 - 60 Bodenpunkten bewertet.

2.3 Klimatische Situation

Im Untersuchungsgebiet herrscht maritimes, gemäßigtes Klima mit milden, schnee-armen Wintern und feuchten, mäßig warmen Sommern vor. Es wird vom DEUTSCHEN WETTERDIENST (1960) zum nordwestdeutschen Klimabereich gezählt und liegt im Grenzgebiet zwischen dem mehr atlantisch geprägten Klimabezirk des Niederrheinischen Tieflandes und dem mehr kontinental beeinflussten Klimabezirk der Niederrheinischen Bucht.

Die Winde wehen vorwiegend aus westlicher bis südwestlicher Richtung. Gelegentlich auftretende Schwachwinde (< 10 km/h) können auch aus südöstlicher Richtung wehen (BEERMANN, 1983).

Die STADTWERKE MÖNCHEINGLADBACH GMBH betreiben auf dem Gelände des Wasserwerks Rheindahlen, 4 km südöstlich vom Wasserwerk Gatzweiler, seit April 1982 eine Hydrologische Station. Dort werden alle verdunstungswirksamen Klimatelemente kontinuierlich gemessen. In Untersuchungen von BEERMANN, (1983), HELLEKES, (1985), WINTERKAMP, (1990), WELLENS und NITSCH, (1992) sowie SCHUMACHER UND WELLENS, (1993) wurden die Meßergebnisse der Wetterstation ausgewertet.

2.3.1 Niederschlag

Der Jahresniederschlag liegt im langjährigen Mittel (1950 bis 1983) bei 785 mm und die mittleren Monatsniederschläge bei 65 mm. In **Abbildung 2** sind die jährlichen Niederschlagssummen sowie die Abweichung vom langjährigen Mittel (1983 - 1993) dargestellt. Von 1989 bis 1991 ist ein deutliches Niederschlagsdefizit ausgeprägt, das im Wasserwirtschaftsjahr (WWJ; 1. Nov. bis 30. Okt.) 1991 über 200 mm beträgt. In **Abbildung 3** ist die langjährige Niederschlagsentwicklung in Mönchengladbach als monatlicher Mittelwert für den Zeitraum von 1950 bis 1983 und der Verlauf der monatlichen Niederschläge für die WWJ 1983 bis 1993 dargestellt. Als Datengrundlage für die WWJ 1983 bis 1993 wurde der kontinuierlich gemessene Niederschlag am Lysimeter 1 der HYDROLOGISCHEN STATION MÖNCHEINGLADBACH-RHEINDAHLEN herangezogen. Das langjährige Mittel wurde vom DEUTSCHEN WETTERDIENST ermittelt. Während die Schwankungen der monatlichen Niederschläge im langjährigen Mittel relativ gering sind (55 - 90 mm), sind die Schwankungen von Monat zu Monat im Zeitraum 1983 - 1993 doch erheblich (8 - 168 mm). Weiterhin wird deutlich, daß seit dem Frühjahr 1989 die Monate mit einem Niederschlagsüberschuß deutlich zurückgehen und erst ab dem WWJ 1992 wieder vermehrt auftreten.

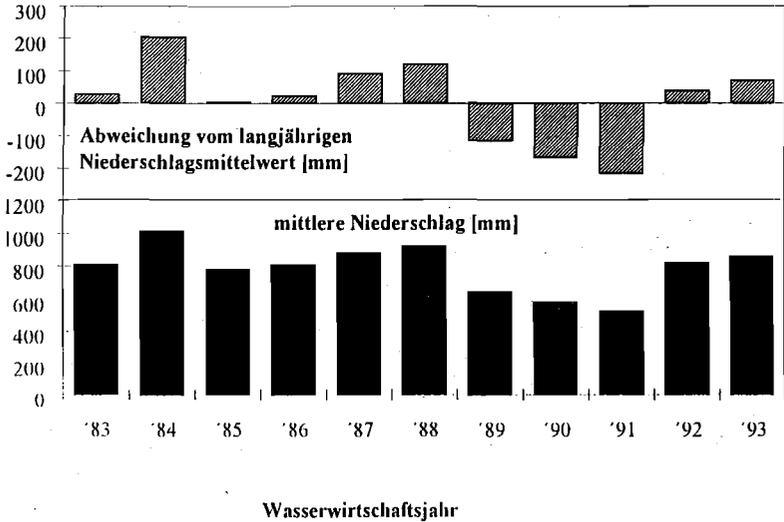


Abbildung 2: Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen in Mönchengladbach-Rheindahlen 1983 - 1993 (Bezug: Lysimeter 1)

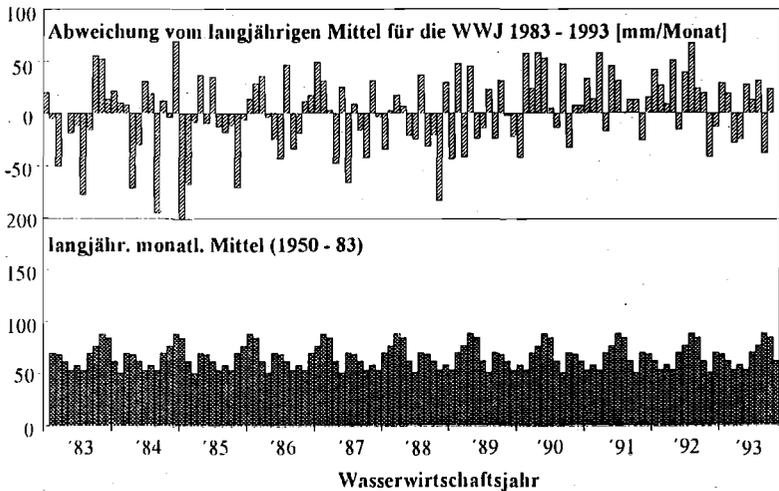


Abbildung 3: Mittlere monatliche Niederschläge und Abweichung vom langjährigen Mittel für die WWJ 1983 - 1993

Der Untersuchungszeitraum dieses Forschungsvorhabens (1989 - 1993) beginnt somit mit einem hohen Niederschlagsdefizit in den ersten drei Jahren und endet mit zwei „normal-nassen“ Niederschlagsjahren.

2.3.2 Verdunstung

Eine nicht unerhebliche Niederschlagsmenge geht mehr oder weniger sofort in die gasförmige Phase über und macht den Verdunstungsanteil des Niederschlags aus. Die Verdunstung läßt sich gliedern in die *Transpiration*, die *Interzeption* und die *Evaporation*, wobei nur die *Evaporation* als Verdunstung von einer unbewachsenen Oberfläche allein von physikalischen Faktoren (ein- und ausstrahlende Sonnenenergie, Lufttemperatur, Luftfeuchte, Gelände- und Untergrundbeschaffenheit, etc.) abhängt.

Die *Transpiration* bezieht die physiologisch gesteuerten Faktoren der Vegetation in die Verdunstung mit ein und wirkt zusammen mit der *Evaporation* zur *Evapotranspiration*.

Die *Interzeption* beschreibt die Verdunstung des Niederschlags- und Tauwassers auf den Blattoberflächen von Bäumen und Pflanzen. Sie beschreibt somit den Anteil des Niederschlagswassers, der die Erdoberfläche nicht erreicht hat.

Zur Bestimmung der Verdunstung gibt es eine Reihe von Berechnungsverfahren, denen meist eine empirische Konstante oder Formel zu Grunde liegt. Ermittelt werden kann sowohl die potentielle als auch die effektive Verdunstung.

Eine häufig angewandte Auswertungsmethode zur Bestimmung der Verdunstung ist die Berechnung nach HAUDE (1955). Sie berücksichtigt die relative Luftfeuchtigkeit eines Tages um 14⁰⁰ Uhr und die zugehörige Lufttemperatur. Ein monatlich wechselnder Korrekturkoeffizient erfaßt die weiteren maßgeblichen Faktoren. Die Evapotranspiration nach HAUDE ist von den meteorologischen Größen Sonnenscheindauer, Globalstrahlung, Strahlungsbilanz und Luftfeuchte auf der Basis von Tagesdaten für die WWJ 1983 bis 1992 abhängig.

Für die Klimatelemente Globalstrahlung und Luftfeuchte existiert ein recht deutlicher linearen Zusammenhang mit der Evapotranspiration, während die Größen Sonnenscheindauer und Strahlungsbilanz eine exponentielle (nichtlineare) und deutlich geringere Beziehung zu der aktuellen Verdunstung zeigen.

Vergleicht man die berechnete Verdunstung nach HAUDE mit der gemessenen Verdunstung in den Lysimetern, so liegt die nach HAUDE bestimmte Evapotranspiration im Schnitt um 15 % zu hoch und muß entsprechend korrigiert werden.

Die tägliche Verdunstung im Untersuchungsgebiet schwankt zwischen 0 und 4,1 mm. Es stellt sich ein deutlich erkennbarer Jahresgang mit geringen Verdunstungsraten im Winter

und hohen Verdunstungsraten im Sommer während der Vegetationszeit ein. Die mittlere jährliche Verdunstungsrate schwankt für die WWJ 1983 - 1993 zwischen 320 und 620 mm (Abbildung 4). Die Abweichung vom langjährigen Mittelwert (464 mm) zeigt einen für den Betrachtungszeitraum unregelmäßigen Gang.

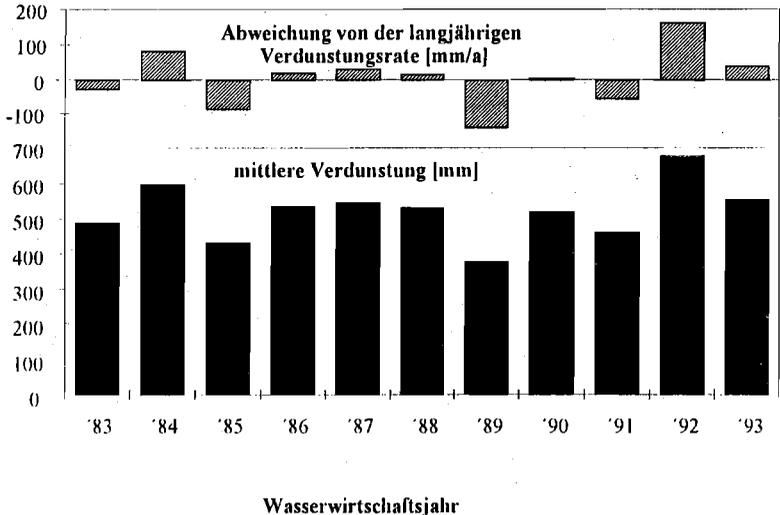


Abbildung 4: Entwicklung der jährlichen Verdunstung in Mönchengladbach-Rheindahlen 1983 - 1993 (Bezug: Lysimeter 1)

2.3.3 Sickerwasser

Den Anteil des Niederschlagswassers, der nicht durch die Verdunstung verloren geht, bezeichnet man als den Abfluß. Es wird unterschieden zwischen einem oberirdischen Abfluß (Abfluß in Kanäle, Oberflächengewässer, etc.) und einem unterirdischen Abfluß. Die Menge des oberirdischen Abflusses hängt zum einen von der Niederschlagsintensität, zum anderen aber auch von der Untergrundbeschaffenheit (Stichwort Versiegelung) ab. Weiterhin ist das Oberflächenrelief ein bestimmender Faktor. Die Größe des oberirdischen Abflusses kann bereits an der Dichte des Fluß- und Bachnetzes abgelesen werden.

Der unterirdische Abfluß ist der Anteil des Niederschlagswassers, der in den Untergrund versickert. Ein Teil dieses Wassers läuft auf oberflächennahen Bahnen und tritt bald wieder aus. Das restliche Sickerwasser setzt seinen meist vertikal gerichteten Weg fort und füllt nach Erreichen des Grundwasserspiegels das Grundwasserreservoir auf. Die Versickerungsrate kann zudem durch Trockenrisse im Boden zumindestens zeitweise erheblich er-

höht werden.

Im Untersuchungsgebiet spielt der oberirdische Abfluß lediglich eine sehr untergeordnete Rolle, da das Gelände nur ein sehr wenig ausgeprägtes Relief aufweist und die Versiegelung nur geringe Landschaftsanteile umfaßt. Daher kann die Sickerwassermenge im Arbeitsgebiet mit der **Gleichung 1** berechnet werden:

$$S = N - V \quad (1)$$

wobei: S = Sickerwassermenge
N = Niederschlagsmenge
V = Versickerungsmenge

Im Untersuchungszeitraum 1989 - 1993 fielen 3471 mm Niederschlag. Davon verdunsteten 2640 mm, so daß 831 mm versickerten oder den Bodenwasserhaushalt auffüllten (gemessen am Lysimeter 1). Berücksichtigt man zur Bilanzierung die WWJ von 1983 - 1993 (**Abbildung 5**), so betrug die durchschnittliche jährliche Versickerungsrate 255,4 mm. Dies entspricht einer Grundwasserneubildung von 8,1 l/s·km². Das Niederschlagsdefizit der Jahre 1989, 1990 und 1991 wirkte sich auch auf die Grundwasserneubildung aus, die auf 2,1 l/s·km² (67 mm) im WWJ 1991 zurückfiel. Im WWJ 1992 versickerten bereits wieder 144 mm (4,5 l/s·km²), im WWJ 1993 261 mm (8,2 l/s·km²).

Die verringerte Sickerwassermenge ging einher mit einer deutlichen Verringerung der Versickerungsgeschwindigkeit und dementsprechend auch mit der Verlangsamung der vertikalen Verlagerung von Sickerwasserinhaltsstoffen bis zur Grundwasseroberfläche.

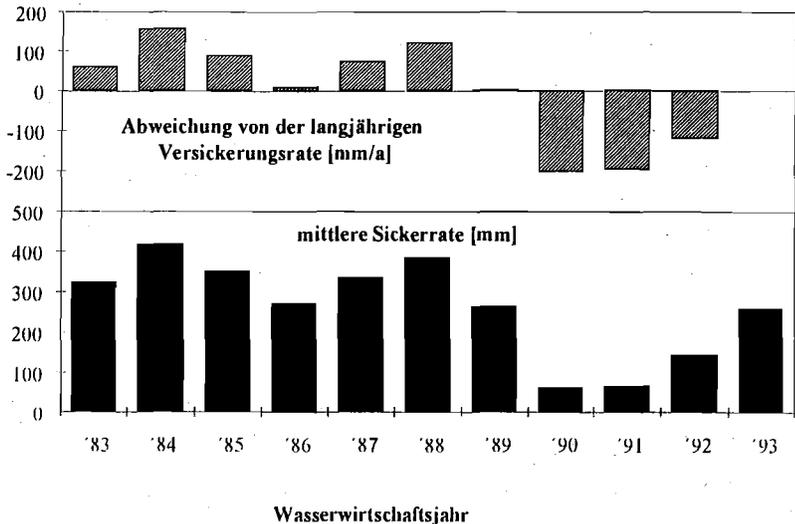


Abbildung 5: Entwicklung der jährlichen Sickerwassermenge in Mönchengladbach-Rheindahlen 1983 - 1993 (Bezug: Lysimeter 1)

2.4 Geologie und Hydrogeologie

2.4.1 Geologische Verhältnisse im Gebiet Gatzweiler

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Niederrheinischen Bucht, die im wesentlichen seit dem Tertiär in das Rheinische Schiefergebirge als Großscholle eingebrochen ist. Die paläozoischen Gesteine des Devon und Karbon im nördlichen Rheinischen Schiefergebirge, die im E mit dem Bergischen Land und im S und SW mit Eifel und Ardennen die Niederrheinische Bucht begrenzen, stellen zugleich ihr variszisch geprägtes Basement dar.

2.4.1.1 Niederrheinische Bucht

Nach N und NW öffnet sich die Niederrheinische Bucht scherenartig bis hin zur Nordsee und zeichnet so eine ungleichförmige Grabenstruktur mit einer in NW/SE-Richtung verlaufenden Längsachse nach. Parallel zu dieser Längsachse haben sich mehrere Teilschollen ausgebildet, die verschiedenen starken Setzungen und -richtungen ausgesetzt waren. Sie sorgten für einen in sich stark differenzierten Sedimentationsraum, der zusätzlich durch marine Transgressionen und Regressionen und den damit verbundenen Verlagerungen

von Küstenlinien, Faziesbereichen und Faziesverzahnungen überprägt wurde. Der Wechsel von Kalt- und Warmzeiten im Quartär führte zur Ausbildung der einzelnen Terrassen von Rhein und Maas und von Lößlehmbedeckungen.

Das Arbeitsgebiet liegt im Venloer Graben, der im SW durch den Horst von Brüggelerkelenz und im NE durch das Hochgebiet von Geldern-Krefeld begrenzt wird. Der Venloer Graben wird zusätzlich durch die Rheindahlener Störung in eine Hochscholle und eine Tiefscholle unterteilt. Das Wasserwerk Gatzweiler liegt in der Tiefscholle. Dort liegen die tertiären Sedimente direkt auf den leicht nach NW einfallenden paläozoischen Untergrund mit Schichten des Oberkarbon (Namur) auf. Ablagerungen aus der Zwischenzeit sind fast gänzlich wieder abgetragen und nur noch lückenhaft in der Venloer Scholle auszumachen (SCHLIMM UND THIERMANN, 1988).

2.4.1.2 Geologische Situation bis ins Tertiär

Das Tertiär der Niederrheinischen Bucht ist durch einen ständigen Wechsel terrestrisch-paralischer und mariner Sedimente gekennzeichnet, die Produkte mariner Transgressionen aus NW und nachfolgender Regressionen sind. Der Rückzug des Oberkreide-meeres setzt sich im Alttertiär fort, so daß Sedimente des Paleozän nur lokal auftreten, während im Eozän unter tropischen Festlandsbedingungen eine tiefgründige Verwitterung wirkte. Im Oligozän kann das Nordmeer weit nach S vorstoßen, da sich die großräumige Senkung der Niederrheinischen Bucht verstärkt. Im Bereich der Venloer Scholle überlagern die Ratheimer Schichten des Rupel diskordant das Paleozän, werden jedoch größtenteils erneut aufgearbeitet und als Walsumer Meeressande sedimentiert (HAGER UND PRÜFERT, 1988).

Das weitere Absinken der Niederrheinischen Bucht führte zur Ausbildung einer Stillwasserfazies in der bei 20 bis 40 m Tiefe der Ratinger Ton abgelagert wurde. Während im NW der Venloer Scholle der Ratinger Ton bis zu 100 m Mächtigkeit erreicht, finden sich im Arbeitsgebiet nur wenige Meter mächtige Ausbildungen. Es folgen bis 120 m mächtige Ablagerungen der Lintforter Schichten, die sich aus glaukonithaltigen grau-grünen Tonen und stark sandigen Schluffen zusammensetzen (KLOSTERMANN, 1983). Die größte Transgression des Tertiärmeeres in die Niederrheinische Bucht erfolgte im Oberoligozän (Chatt). Im Bereich der Venloer Scholle wurden die Grafenberger Schichten mit feinkörnigen, z. T. schluffigen Glaukonitsanden als küstenferne Fazies abgelagert. Die Mächtigkeit beträgt bis zu 160 m (KLOSTERMANN, 1983).

Am Übergang zum Miozän führen regionaltektonische Hebungen zur Verlagerung der Küstenlinie nach N. Im Bereich der Venloer Scholle verzahnen sich marine Sedimente mit fluviatilen Ablagerungen, wobei auf Hochlagen z. T. Erosion und Abtragung einsetzen (HA-

GER UND PRÜFERT, 1988). Während des Miozän wurde die Hauptflözgruppe ausgebildet, die mit 55 Mrd. Tonnen Inhalt eines der größten zusammenhängenden Braunkohlevorkommen der Erde darstellt. Im Untersuchungsgebiet ist das Hauptflöz in das Flöz Morken mit Mächtigkeiten um 20 bis 25 m, das Flöz Frimmersdorf mit stark schwankender Mächtigkeit und Ausbildung sowie lokal das Flöz Garzweiler untergliedert. Die mittel- bis obermiozänen Neurather Sande (Miozäne Meeressande) überlagern im Bereich des Arbeitsgebietes das Flöz Frimmersdorf mit 60 bis 140 m mächtigen, feinkörnigen, marinen Sanden, die zum einen tonige Einschaltungen, zum anderen eine Kornvergröberung zum Hangenden hin aufweisen.

An der Wende Miozän/Pliozän zieht sich das Tertiärmeer weiter zurück. Stärkere tektonische Bewegungen sind durch den lithologischen Wechsel der abgelagerten Sedimente gekennzeichnet. Das Flußsystem von Rhein und Maas bzw. dessen Vorgänger erstreckt sich im Pliozän durch den Zentralgraben und die Venloer Scholle. Es lagern sich mächtige, fluviatile, sandig-kiesige Sedimente - die Hauptkiesserie oder Kieselolith-Schichten - ab (KLOSTERMANN, 1983). Im Hangenden folgen Rotton- und Reuver-Serie, die nur lokal auftreten. Im Arbeitsgebiet ist der Reuerton mit Mächtigkeiten bis zu 15 m als schwarzbrauner Ton mit häufigen Braunkohleneinlagerungen ausgebildet.

Als jüngstes tertiäres Schichtglied wird der Reuerton diskordant von den quartären Terrassensedimenten überlagert. Die Gesamtmächtigkeit des Tertiär beträgt im Untersuchungsgebiet ca. 550 m.

Im Quartär wird zu Beginn des Pleistozän die Ältere und Jüngere Hauptterrasse abgelagert, die aus einem gemeinsamen Flußsystem von Rhein und Maas aufgebaut ist. Zwischengelagert ist der Tegelenton, der im W und N bis 25 m mächtig wird, im Arbeitsgebiet jedoch nur lokal vertreten ist und bis zu 2 m mächtig sein kann (KLOSTERMANN, 1983). Danach trennen sich Rhein und Maas und die Ablagerungen des Rheins erreichen nur noch den östlichen Teil der Venloer Scholle. Die saalekaltzeitlichen Ablagerungen der Unteren Mittelterrasse des Rheins schneiden sich östlich des Arbeitsgebietes diskordant in die miozänen und pliozänen Schichten sowie die Sedimente der Älteren und Jüngeren Hauptterrasse ein.

Die pleistozänen Ablagerungen werden flächenhaft von einer 0,5 bis 5 m mächtigen Lössschicht überdeckt, die sich als äolisches Sediment des Periglazialraumes abgelagerte. Seither unterlag diese der Verwitterung und wurde größtenteils in kalkfreien Lößlehm umgewandelt. Im Arbeitsgebiet ist die Lößlehmdecke maximal 1,5 m mächtig und zum Liegenden hin deutlich sandig und zum Teil mit kiesigen Einlagerungen versetzt.

Die deutliche Klimaverbesserung seit Beginn des Holozän begünstigte die Entwicklung der Flora und schuf einen flurnahen Grundwasserspiegel im Bereich der Flußniederungen. Dort konnten neben den Talsanden und -lehmten auch Torf- und Moorbildungen entstehen. Die rezenten Bodenbildungen auf den pleistozänen und holozänen Ablagerungen sind

im wesentlichen durch das vorherrschende Klima, das Grundwasser, das Relief sowie anthropogene Einflüsse bestimmt. Neben den Talbildungen (Hochflutlehme, Torfe) bedecken Braunerden und Parabraunerden weite Teile der Venloer Scholle. Im Arbeitsgebiet herrschen Parabraunerden vor.

2.4.1.3 Tektonische Gliederung

Die Niederrheinische Bucht wurde bereits im Paläozoikum angelegt, im Mesozoikum ausgestaltet und in mehrere große Teilschollen zerlegt. Dies sind die Kölner Scholle mit dem Ville-Rücken, die Erft-, Rur-, Krefelder- und Venloer Scholle, der Holländische Zentralgraben sowie mehrere kleinere Horststrukturen (Abbildung 6).

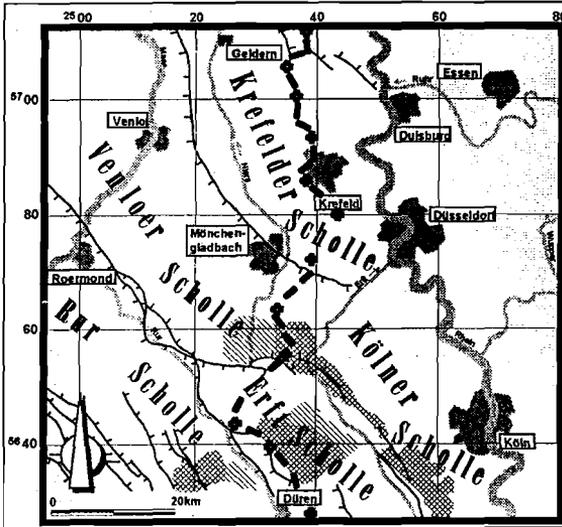


Abbildung 6: Geologische Struktur der Niederrheinischen Bucht (nach AHORNER, 1962)

Während des Mesozoikums lösten sich Hebungen, Senkungen und Kippungen einzelner Schollen ab und halten bis in die Gegenwart an.

Die Venloer Scholle wird in SW durch die Wegberger Störung und im NE durch die Viersener Störung abgetrennt. Die Rheindahlener Störung teilt die Venloer Scholle in Hoch- und Tiefscholle. In der Hochscholle verlaufen weitere bekannte Störungsbahnen.

AHORNER (1962) hat für den Viersener Sprung einen quartären Mindestverwurf von 70 bis 80 m nachgewiesen.

Das quartäre tektonische Geschehen ist aber nicht auf Vertikalbewegungen beschränkt. Es schließt das Auftreten sogenannter „Wellen“ und Horizontalverschiebungen ein, die entlang der Hauptverwerfungslinien von federartig sich abspaltenden, kleineren Abschiebungen begleitet werden. (KLOSTERMANN, 1983). Zudem ist die hohe Seismozität der westlichen Niederrheinischen Bucht Indiz für die bis heute wirkende tektonische Beanspruchung.

2.4.2 Hydrogeologische Verhältnisse

In der Niederrheinischen Bucht sind die Hydrogeologischen Verhältnisse durch die Wechsellagerungen von Sanden/Kieseln und Tonen/Schluffen/Braunkohlen gekennzeichnet. Es haben sich drei Hauptgrundwasserleiter ausgebildet, wobei das Flöz Morken die Hangendbegrenzung des dritten Hauptgrundwasserleiters (Liegendstockwerk) bildet. Das zweite Hauptstockwerk bilden die Zwischenmittel zwischen Flöz Morken und Flöz Frimmersdorf. Der erste Hauptgrundwasserleiter umfaßt die Schichten der pliozänen Hauptkiesserie bis zu den pleistozänen Terrassensedimenten. Im Bereich ohne den Flöz Garzweiler reicht er bis in die Miozänen Meeressande. Im Bereich der Reuverten-Verbreitung bilden sich dabei zwei Teilaquifere heraus.

Die durchgeführten Untersuchungen beziehen sich nur auf den obersten freien Grundwasserleiter.

2.4.2.1 Aufbau des quartären Aquifers

Der oberste freie Aquifer wird von der jüngsten Hauptterrasse des Rheins (JHT) gebildet. Die Liegendgrenze bildet der Tegelenton, der zwischen 10 und 16 m unter Gelände beginnt. Das Grundwasserstockwerk zeichnet sich durch eine Wechsellagerung aus Sanden und Kieseln unterschiedlicher Zusammensetzung aus. Einzelne Grobkies- und Konglomerateinschlüsse treten auf. Das zweite Stockwerk, bestehend aus Sanden und Kieseln der Älteren Hauptterrasse des Rheins (ÄHT), ist 5 bis 15 m mächtig. Es wird vom Reuverten unterlagert.

Die Vorfluter Mühlenbach und Knippertzbach sind in den obersten Aquifer zum Teil eingeschnitten und stehen mit ihm in hydraulischem Kontakt. Bei Grundwasserflurabständen zwischen 0,5 und 6 m (**Abbildung A5**) beträgt die grundwassererfüllte Mächtigkeit ca. 6 bis 9 m. Der sehr ergiebige Aquifer weist Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen $6 \cdot 10^{-4}$ und

$1 \cdot 10^{-3}$ m/s auf. Das Grundwasser hat eine Fließrichtung von Ost nach West und ist auf dem Grundwassergleichenplan **Abbildung A6** für Mai 1992 dargestellt. Bei geringem Grundwassergefälle treten Fließgeschwindigkeiten von 0,5 bis 1 m/d auf.

3 EINSATZ VON PFLANZENBEHANDLUNGS- UND SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNGSMITTELN

3.1 Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet

Um die Rahmenbedingungen des Einsatzes und der Dosierung von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (PBSM) darzustellen, werden im folgenden die praxisüblichen Anbauverfahren der hauptsächlich im Untersuchungsgebiet angebauten Feldfrüchte geschildert.

Die genaue Kenntnis der landwirtschaftlichen Nutzung im Untersuchungsgebiet und des damit verbundenen Einsatzes von PBSM stellt eine wesentliche Voraussetzung zur Erfassung der eventuell hierdurch verursachten Grundwasserbelastungen dar.

Von den Jahren 1989 bis 1992 wurde die Flächennutzung des Untersuchungsgebietes aufgenommen (**Abbildungen A1 bis A4**).

Wie bereits in Kap. 2.2 erwähnt, wird das Untersuchungsgebiet überwiegend ackerbaulich genutzt.

Von den Ackerflächen entfallen auf

- Winterweizen 35 %
- Wintergerste 10 %
- Zuckerrüben 25 %
- Kartoffeln 15 %
- Mais 10 %
- Sonstiges 5 %

(Winterroggen, Hafer, Ackerbohnen, Feldgras)

Im vorliegenden Bericht wurden bei der Untersuchung auf Rückstände von PBSM im Grundwasser ausschließlich herbizide Wirkstoffe berücksichtigt. In Anbetracht der Verlangsamungsgeschwindigkeit der PBSM von der Geländeoberfläche bis zur Grundwasseroberfläche sind nur die in den letzten sechs bis acht Jahren vorzugsweise im Untersuchungsgebiet eingesetzten Präparate in die Untersuchungen mit einbezogen worden. Wasserschutzgebiets-Auflagen (W-Auflagen) bzw. Anwendungsverbote blieben unberücksichtigt, da diese innerhalb des Untersuchungszeitraumes wechselten bzw. nicht sichergestellt werden konnte, ob die Auflagen eingehalten wurden.

3.1.1 Anbauverfahren Wintergetreide

Die Aussaat der Wintergerste erfolgt ca. um den 20. bis 25. September, die des Winterroggens fünf bis zehn Tage später, üblicherweise nach einer Pflugfurche.

Bei Wintergerste beträgt die Saattiefe 300 bis 330 Körner/m² bei vierzeiligen Sorten, bei zweizeiligen Sorten 330 bis 350 Körner/m². Der Winterroggen wird mit 240 bis 280 Körner/m² gedrillt. Zum Schutz gegen bodenbürtige Pilze und Vogelfraß ist das Saatgut mit einer Beize versehen.

Wintergerste und Winterroggen erreichen vor dem Ende der Vegetationsperiode in der Regel das Bestockungsstadium mit zwei bis acht Seitentrieben je Pflanze.

Eine Herbizidbehandlung gegen Unkräuter und Ungräser erfolgt üblicherweise noch im Herbst mit den in **Tabelle 1** aufgeführten Präparaten. In den letzten Jahren geht der Trend dahin, die Behandlung nach Aufgang des Getreides (ca. 2 bis 3 Wochen nach der Saat) im Keimblattstadium der Unkräuter durchzuführen. Zu diesem Zeitpunkt ist eine wesentlich geringere Aufwandmenge der Herbizide erforderlich. Im Gegensatz dazu mußte bei der früher üblichen Behandlung unmittelbar nach der Saat - vor Aufbruch der Unkräuter - teilweise die doppelte Menge PBSM aufgewendet werden.

Der Winterweizen wird im Zeitraum vom 20. Oktober bis Ende November/Anfang Dezember mit 330 - 450 Körner/m² je nach Saatzeit und Qualität des Saatbettes gedrillt. Dabei gilt: je später der Zeitpunkt der Saat und je ungünstiger die Witterungsbedingungen, umso dichter die Saat. Das Ziel ist, im Frühjahr eine Größenordnung von 270 bis 320 bestockungsfähigen Pflanzen einzuhalten.

Die Herbizidbehandlung erfolgt im allgemeinen im Frühjahr zu Beginn der Vegetation, meist um die Monatswende Februar/März.

Im Laufe der fortschreitenden Vegetation kann es erforderlich sein, noch verbliebene Restunkräuter (z. B. Klettenlabkraut) sowie vorhandene Ackerkratzdisteln zu Beginn oder während der Schoßphase des Getreides zu bekämpfen. Die in Frage kommenden Präparate sind in **Tabelle 2** zusammengefaßt.

Problemunkräuter in allen Wintergetreidearten sind Klettenlabkraut, Kamille, Vogelmeiere, Ehrenpreis und Ackerstiefmütterchen. Vorkommende Ungräser sind hauptsächlich Windhalm und seltener Ackerfuchsschwanz.

Tabelle 1:

Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Getreide im Herbst

| Produkt Name | Wirkstoff Name | g/l | Aufwand- menge kg-l/ha | Mischung mit | Einsatz Stad. | Wir- kungs- ort | Bemerkungen |
|-------------------------|-------------------------------|-------------|------------------------------|------------------------------|------------------|-----------------------|---|
| - Igran | Terbutryn | 480 | 1,0 - 4,0 | Terbutryn, Chlortoluron, IPU | 00 - 13 | Bo/Wu | VA; auf Bodenfeuchte angewiesen, breites Wirkungsspektrum |
| - Dicuran | Chlortoluron | 700 | 1,0 - 3,0 | Terbutryn, Chlortoluron, IPU | 00 - 13 | Wu/Bl | VA - NA, Schwerpunkt Gräserwirkung |
| - Anofex | Chlortoluron Terbutryn | 167 362 | 2,0 - 6,5 | IPU | 00 - 13 | Bo/Wu Wu/Bl | siehe Einzelwirkstoffe |
| - Stomp | Pendimethalin | 330 | 2,0 - 6,0 | Terbutryn, Chlortoluron, IPU | 00 - 13 | Bo | VA; auf Bodenfeuchte angewiesen, Wirkung auf Gräser u. dikotyle Unkräuter |
| - Pendiron | Chlortoluron Pendimethalin | 300 200 | 1,5 - 5,0 | IPU, Terbutryn | 00 - 07 | Wu/Bl Bo | siehe Einzelwirkstoffe |
| - Tribunil | Metabenzthiazuron | 700 | 1,0 - 3,0 | IPU | 13 - 21 | Wu | NA; Schwerpunkt Ungräser, Einsatz auch bei rel. kühlen Temperaturen möglich |
| - Fenikan | Diflufenikan + IPU | 62,5 500 | 2,5 - 3,0 | | 00 - 07 | Wu/Bl Bo | |
| - Boxer | Prosulfocarb | 880 | 3,0 - 5,0 | | | | |
| - Flexidor | Isoxaben | 500 | 0,15 - 0,2 | | | | |
| - Arelon, Tolkan flo | IPU | 500 | 1,0 - 4,0 | Pendimethalin, Terbutryn | 00 - 21 | Wu/Bl | VA - NA; Schwerpunkt Ungräser, Einsatz auch bei rel. kühlen Temperaturen möglich |
| - Tolkan fox | Bifenox + IPU | 166 333 | 2,0 - 4,5 | | 13 - 21 | | VA - NA; durch Bifenox Wirkung auf dikotyle Unkräuter, erst ab 3-Blattstad. des Getreides einsetzbar, Probleme bei niedrigen Temperaturen |

Tabelle 2: Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Getreide im Frühjahr

| Produkt Name | Wirkstoff Name | g/l | Aufwand- menge kg-l/ha | Mischung mit | Einsatz Stad. | Wir- kungsort | Bemerkungen |
|--------------------------------|--|------------------------|------------------------------|--------------------------|------------------|--|---|
| - Arelon, Tolkan Bo | IPU | 500 | 1,0 - 4,0 | | 21 - 29 | Wu/Bl | VA - NA; Schwerpunkt Ungräser, einige Unkrüuter, Einsatz auch bei relativ niedrigen Temperaturen möglich |
| - Tolkan Fort | Bifenox + IPU | 166 333 | 2,0 - 4,5 | Duplosan KV, Duplosan DP | 21 - 29 | Wu/Bl | VA - NA; durch Bifenox-Zugabe Wirkung auf dikotyle Unkrüuter, Einsatz auch bei relativ niedrigen Temperaturen möglich |
| - Tolkan super | Dinoterb + IPU | 190 210 | 5,6 - 6,0 | | 21 - 29 | Ätzmittel Wu/Bl | VA - NA; durch Dinoterb-Zugabe Wirkung auf dikotyle Unkrüuter, Einsatz bei wöchigen Wetter |
| - Basagran | Bentazon | 480 | 2,0 - 4,0 | Duplosan DP, KV, IPU | 21 - 29 | Kontakt- mittel | NA; Wirkung auf dikotyle Unkrüuter, schonend wirkendes Präparat |
| - Tribundi | Metabenzthiazuron | 700 | 1,0 - 5,0 | IPU | 21 - 29 | Wu/Bl | NA; Schwerpunkt Ungräser, Einsatz auch bei relativ kühlen Temperaturen |
| - Dicuran | Chlortoluron | 700 | 1,0 - 3,0 | IPU | 13 - 25 | Wu/Bl | VA - NA; Schwerpunkt Ungräser |
| - Foxpro, (Fostar, Foxtril) | Bifenox Dichlorprop IPU | 134 200 167 | 3,0 - 6,0 | | 21 - 29 | Wu/Bl Wuchsst. Wu/Bl | NA; breites Wirkungsspektrum, wächsige Temperaturen beim Einsatz erforderlich |
| - Anlop | Dichlorprop Flurenol Ioxynil MCPA | 333 50 80 150 | 1,0 - 3,0 | IPU | 21 - 29 | Wuchsst. Wu/Bl Kontakt Wuchsst. | NA; breites Wirkungsspektrum, hauptsächlich dikotyle Unkrüuter, wächsige Temperaturen beim Einsatz erforderlich |
| - Aniten | Flurenol MCPA | 79 250 | 1,0 - 3,0 | IPU | 21 - 29 | Wu/Bl Wuchsst. | NA; dikotyle Unkrüuter, wächsige Temperaturen beim Einsatz erforderlich |
| - Gropper | Metsulforon-methyl | | 0,04 | | 25 - 29 | Bl/Wu | Sulfonylharnstoffe: Wirkungsschwerpunkt dikotyle Unkrüuter |
| - Pointer | | | 0,03 | Duplosan KV, Starane | 25 - 29 | | Einsatz NA, Schwäche bei Klettenlabkraut |
| - Concert | | | 0,09 | Duplosan KV, Starane | 25 - 29 | | Einsatz nur bei wöchigen Wetter |
| - Ralon | | | 1,0 - 3,0 | MCPA, Starane | 25 - 29 | | VA - NA; Sulfonylharnstoff mit Gräser-schwerpunkt |
| - Duplosan KV | Mecoprop P | 600 | 0,5 - 2,0 | Starane | 31 - 39 | Wuchsst. | NA; zur Bekämpfung spät keimender Vogelniere und Klettenlabkraut |
| - Duplosan DP | Dichlorprop P | 600 | 0,5 - 2,5 | Starane | 31 - 39 | Wuchsst. | NA; etwas breiteres Wirkungsspektrum gegenüber Duplosan KV |
| - Starane | Flouroxypyr | 180 | 0,5 - 1,0 | Duplosan KV, DP | 31 - 39 | Ätzmittel | NA; speziell gegen Klettenlabkraut |
| - Tristar | Bromoxynil Ioxynil Flouroxypyr | 100 100 100 | 0,5 - 1,5 | | 31 - 39 | Wuchsst. Ätzmittel Ätzmittel | NA; gegen Spätverunkrautung im Getreide, breites Wirkungsspektrum |
| - Certrol B | Bromoxynil | 235 | 0,5 - 2,0 | | 31 - 39 | Kontakt | NA; gegen Spätverunkrautung im Getreide, nur dikotyle Unkrüuter |
| - U 46 M | MCPA | 500 | 1,5 - 4,0 | | 31 - 39 | Wuchsst. | NA; speziell zur Distelbekämpfung im Getreide |

Die Düngung des Getreides gliedert sich in eine Start-Stickstoffgabe zu Vegetationsbeginn, eine begleitende Düngegabe und die abschließende Ährendüngung. Es werden drei bis sechs einzelne Stickstoffgaben verabreicht, wobei eine Gesamt-Stickstoff-Menge von 120 bis 180 kg/ha mit Mineraldünger je nach Getreideart, Vorfrucht und organischem Düngereinsatz in der Regel nicht überschritten wird. Hierbei ist auch der Einsatz von Festmist in der Düngebilanz zu beachten.

Die Behandlung zum Schutz gegen Pilzkrankheiten - Mehltau, Rost sowie verschiedene artspezifische Erreger - beinhaltet üblicherweise bei der Wintergerste und dem Winterroggen, abhängig von der Intensität des Anbaus und dem Krankheitsdruck, je ein bis zwei Blattbehandlungen und eine abschließende Ährenbehandlung. Der Winterweizen und - je nach Intensität des Anbaues - auch der Winterroggen bekommen zu Beginn der Schoßphase noch zusätzlich eine Behandlung gegen den Erreger der Halmbruchkrankheit.

Die Einkürzung der unteren Halmbereiche zur Sicherung der Standfestigkeit ist beim Winterweizen und beim Winterroggen eine Standardmaßnahme, die zweigeteilt - in der Bestockung und zum Schoßbeginn - durchgeführt wird. Bei der Wintergerste erfolgt dies nur bei Bedarf (bei akuter Lagerneigung des Bestandes bzw. im sehr intensiven Anbau während der Schoßphase).

Insektizidbehandlungen werden bei Winterweizen, bei Bedarf auch beim Winterroggen und der Wintergerste zum Schutz gegen saugende Insekten durchgeführt. Häufig geschieht dies in Kombination mit der abschließenden Ährenbehandlung. In Befallsjahren kann bei Wintergerste eine Behandlung im Dreiblattstadium gegen den von Läusen übertragenen Gelbverzwergungsvirus erforderlich sein.

Die Ernte der Wintergerste steht normalerweise in der zweiten bis dritten Juliwoche an, die Roggenernte in der ersten bis zweiten Augustwoche. Daran schließt sich in der zweiten bis dritten Augustwoche die Ernte des Winterweizens an.

3.1.2 Anbauverfahren Zuckerrüben

Die Aussaat der Zuckerrüben erfolgt je nach Witterungslage ab Ende März bis ca. Mitte April. Vorfrüchte sind in der Regel Wintergerste, Mais oder Kartoffeln. Nach einer tiefen Pflugsfurche als Grundbodenbearbeitung im vorhergehenden Herbst oder im zeitigen Frühjahr wird durch eine zwei- bis dreimalige Bearbeitung mit einer Saatbettkombination ein feinkrümeliges, gut abgesetztes Saatbett geschaffen. Zuckerrüben benötigen eine Bodentemperatur von mindestens 5 °C zur Keimung. Ausgesät werden 100 000 bis 120 000 Einzelsamen je ha. Der angestrebte Feldaufgang ist optimal bei 80 000 bis 90 000 Pflanzen je ha. Die Saatgutpillen sind mit einer Schutzhülle ummantelt, in der Insektizide zum Schutz gegen Bodenschädlinge (z.B. Drahtwürmer, Moosknopfkäfer, Collembolen sowie Rüben-

fliegen) enthalten sind. Diese Ummantelung ist in verschiedenen Ausführungen mit unterschiedlicher Wirkstoffzusammensetzung erhältlich.

Die Stickstoff-Düngung der Zuckerrüben erfolgt im Regelfall ein bis drei Wochen vor der Saat mit ca. 120 bis 160 kg N/ha, wobei die zu Zuckerrüben gegebenen Wirtschaftsdünger (Stallmist, Gülle) entsprechend anzurechnen sind. Die Grunddüngung mit Phosphat, Kalium, Magnesium und Calcium wird im Regelfall bereits im vorhergehenden Spätsommer/Herbst nach Beerntung der Vorfrucht gegeben.

Die Unkrautbekämpfung in Zuckerrüben wird entweder kombiniert mechanisch und chemisch - mit Hacke und Bandspritze - oder ausschließlich durch Flächenspritzung vorgenommen. Bei den kombinierten Verfahren Hacke/Bandspritzung werden ca. 50 % der PBSM eingespart. Dadurch steigen aber auch die Ansprüche an Arbeitszeit und Maschinenkapazitäten.

Die einsetzbaren PBSM in Zuckerrüben sowie deren Einsatzzeitpunkt und Aufwandmenge sind in der **Tabelle 3** zusammengefaßt.

Auftretende Problemkräuter sind insbesondere Klettenlabkraut, Kamille, Knötericharten, Melde und Gänsefußarten sowie das spät keimende Bingel- und Franzosenkraut. Man versucht, diese mit gezielten Behandlungen der Unkräuter im Keimblattstadium auszuschalten. Problematisch ist häufig eine nach Reihenschluß der Rüben auftretende Spätverunkrautung mit Bingelkraut, Franzosenkraut und Melde (je nach Unkrautdruck und vorhergehender Behandlung). Diese ist in der Regel nur von Hand zu entfernen, da eine chemische Behandlung in diesem Stadium nicht mehr möglich ist.

Insektizidbehandlungen gegen Läusebefall (grüne Pflirsichblattlaus und schwarze Bohnenlaus) und gegen Rübenfliegen, die verschiedene Viruskrankheiten (z. B. viröse Vergilbung) übertragen, sind entsprechend der Befallssituation erforderlich.

Die Ernte der Zuckerrüben erfolgt ab Mitte September bis Ende November. Im Untersuchungsgebiet wird üblicherweise der Winterweizen als Folgefrucht angebaut.

Tabelle 3:

Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung in Zuckerrüben

| Produkt Name | Wirkstoff Name | g/l | Aufwand- menge kg-/ha | Mischung mit | Einsatz Stad. | Wir- kungs- ort | Bemerkungen |
|--------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|------------------|------------------------|---|
| - Avadex BW | Triallat | 400 | 2,0 - 3,5 | | 0 | Koleopt. | VSE; Gräserwirkung |
| - Ro-Neet | Cycloat | 720 | 2,0 - 4,0 | | 0 | Wu | VSE; Gräserwirkung |
| - Pyramin | Chloridazon | 650 | 1,0 - 3,0 | Goltix | 0 - 11 | Wu | VA - NA; vorwiegend dikotyle Unkräuter, teilweise Gräserwirkung |
| - Goltix | Metamitron | 700 | 1,0 - 8,0 | Tramat, Betanal | 08 - 20 | Wu/Bl | VA; breites Wirkungsspektrum |
| - Tramet Nortron | Ethofumesat | 200 - 500 | 1,0 - 3,0 2,0 - 7,0 | Goltix, Pyramin | 15 - 20 | Wu/Bl | VA - NA; monokotyle Unkräuter zusätzlich Klette und Vogelmiere |
| - Betanal, Betosip | Pfenmedipham | 157 | 2,0 - 9,0 | Goltix | 15 - 20 | Bl | NA; breites Wirkungsspektrum |
| - Betanal tandem | Ethofumesat Pfenmedipham | 94 94 | 2,0 - 8,0 | Goltix | 11 - 20 | Wu/Bl | siehe Einzelwirkstoffe |
| - Lontrel | | | | | | | |
| - Targa | Quazifop-Ethyl | 92,5 | 1,5 | | 15 - 27 | Bl/ teilweise Wu | NA; zur Bekämpfung monokotyler Unkräuter |
| - Gallant | Haloxyfop-Etoxy- ethyl | 125 | 1,0 - 1,5 | | 15 - 27 | | |
| - Fusilade | Fluazifop-Butyl | 250 | 1,2 - 1,5 | | 15 - 27 | | |

3.1.3 Anbauverfahren Mais

Der Mais wird wie die Zuckerrüben nach entsprechender Grundbodenbearbeitung (tiefe Pflugfurche im Herbst oder Frühjahr) eingesät. Zur Keimung benötigt der Mais eine Bodentemperatur von mindestens 8 bis 10 °C, die im Bereich des Untersuchungsgebietes in der Regel nicht vor Ende April/Anfang Mai erreicht wird.

Ausgesät werden durchschnittlich 1,8 bis 2,5 Saatguteinheiten/ha zu je 50 000 Maiskörnern. Das Maissaatgut ist mit einer Beize gegen Vogelfraß und bodenbürtige Pilzkrankheiten versehen.

Da der Maisanbau normalerweise mit tierischer Produktion verknüpft ist, erfolgt die Düngung z. T. mit organischen Düngestoffen in Form von Stallmist, Gülle und Jauche. Diese sind entsprechend den Richtlinien der jeweiligen Bundesländer auszubringen und in die Nährstoffbilanzierung aufzunehmen. Die notwendige mineralische Ergänzungsdüngung erfolgt bei den Grundnährstoffen Phosphat, Kalium, Magnesium und Calcium bereits im Herbst; die mineralische Stickstoff-Ergänzungsdüngung erfolgt in der Regel ein bis drei Wochen vor der Maissaat oder nach Auflauf des Maises bis max. zu dessen Zweiblattstadium. Aufgrund des schwachen Phosphat-Aufnahmevermögens des Maises und des flachen Wurzelsystems, wird bei der Aussaat eine Unterfußdüngung mit gut löslichem Phosphat in Ergänzung zur Oberflächendüngung ausgebracht. Sie erfolgt im Untersuchungsgebiet in der Regel mit 1 bis 2 dt/ha Diammonphosphat.

Die Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Mais erfolgt im wesentlichen mit den in der **Tabelle 4** aufgeführten Präparaten. Das Atrazin hat ein Anwendungsverbot und Simazin eine W-Auflage erhalten. Atrazin wurde jedoch in der Vergangenheit so häufig angewendet (zudem kann weiterhin in Einzelfällen eine Anwendung trotz Verbot nicht ausgeschlossen werden), daß es mit aufgeführt wurde. Die Anwendung des Totalherbizids Simazin im Maisanbau ist nur sehr bedingt möglich. Aufgrund seiner Ähnlichkeit zum Atrazin ist es jedoch unter den aufgeführten Präparaten enthalten.

Die Beerntung der Maisflächen erfolgt ab ca. Mitte bis Ende September für Silomais, wenn ein ausreichender Reifegrad erreicht ist (ca. 20 bis 35 % Trockenmasse). Der Drusch des Körnermais ist in der Regel nicht vor Ende Oktober/Anfang November möglich, da bei einem optimalen Erntetermin das Maiskorn nur noch 20 bis 30 % Feuchte besitzen sollte. Der Körnermais-Anbau im Untersuchungsgebiet ist jedoch von untergeordneter Bedeutung.

Tabelle 4: Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Mais

| Produkt Name | Wirkstoff Name | g/l | Aufwand- menge kg-/ha | Mischung mit | Einsatz Stad. | Wir- kungs- ort | Bemerkungen |
|------------------------|------------------------------|------------|-----------------------------|--------------|------------------|-----------------------|---|
| - Atrazin, Gesaprim | Atrazin | 480 | 1,0 - 5,0 | | 0 - 36 | Bo/Bl | VA - NA, breites Wirkungsspektrum |
| - Simazin, Gesatop | Simazin | 500 | 0,5 - 5,0 | | 0 - 36 | Wu | VA; Totalherbizid, bedingt im Maisanbau einsetzbar |
| - Gardoprim 500 | Terbuthylazin | 490 | 1,5 - 2,0 | | 0 - 27 | Bo/Bl | VA - NA, dikotyle Unkräuter |
| - Gardoprim plus | Terbuthylazin Metolachlor | 167 333 | 3,0 - 6,0 | | 0 - 27 | Hypokot. Koleopt. | VA, durch Metolachlor zusätzliche Gräserwirkung |
| - Lentagran | Pyridate | 450 | 1,5 - 3,0 | | 0 - 27 | Bl | NA; mono- und dikotyle Unkräuter |
| - Stomp | Pendimethalin | 330 | 2,0 - 5,0 | | 0 - 27 | Bo | VA; auf Bodenfeuchte angewiesen, Wirkung auf Gräser u. dikotyle Unkräuter |
| - Faneron | Bromfenoxim | 500 | 3,0 - 4,0 | | 0 - 27 | Kontakt | NA; dikotyle Unkräuter |
| - Lasso | Alachlor | 480 | 3,0 - 5,0 | | 0 - 27 | Hypokot. | VA; mono- und dikotyle Unkräuter, mit Hirsewirkung |
| - Dual 500 | Metolachlor | 500 | 2,0 - 4,0 | | 0 - 27 | Hypokot. Koleopt. | VA; Gräserwirkung |

3.1.4 Anbauverfahren Kartoffeln

Bedingt durch die vielfältigen Verwertungsmöglichkeiten als Speise-, Industrie- oder Stärkekartoffel unterscheiden sich auch die anbautechnischen Verfahren zur Kultivierung von Kartoffeln. Bei Speisekartoffeln wird differenziert zwischen Sorten, welche unter Folie angebaut werden, sehr frühen bis frühen, mittelfrühen und späten Sorten. Industriekartoffel werden hauptsächlich zu Pommes frites oder Kartoffelchips veredelt. Je nach Verwertungsrichtung strebt man verschiedene Qualitätsparameter an, z. B. hohe Schalenfestigkeit, bestimmte Stärkegehalte oder bestimmte Reststickstoffgehalte in der Knolle. Die Qualitätsparameter sind je nach Verwertungsrichtung von unterschiedlicher Priorität.

Die Pflanztermine der Kartoffeln liegen von Anfang März (Anbau unter Folie bzw. bei sehr frühen Speisekartoffelsorten) bis Mitte/Ende April, wobei auch die Vorbereitung des Pflanzguts hinsichtlich der Vorkeimung von Bedeutung ist.

Als Vorfrüchte zur Kartoffel kommen praktisch alle üblicherweise angebauten Kulturen in Betracht, sofern die eventuell verbliebene organische Masse ausreichend verrottet ist. Häufig wird die Kartoffel vor Zuckerrüben oder Mais angebaut, damit auf dem Acker verbliebene Kartoffeln über Winter noch ausfrieren können, um in den Folgejahren Probleme mit durchwachsenden Kartoffeln zu vermeiden.

Die Pflanzdichte beträgt 31 000 - 36 000 Knollen/ha bei Kartoffeln für Pommes frites; 36 000 - 40 000 Knollen/ha bei Kartoffeln für die Herstellung von Chips und bis zu 40 000 - 44 000 Knollen/ha bei Speisekartoffeln.

Die Ablage erfolgt relativ flach in das Pflanzbett (2 - 3 cm). Beim Pflanzvorgang werden die Knollen mit einem 5 - 10 cm hohen Damm bedeckt. Die flachen Dämme fördern die Bodenerwärmung und den Auflauf. Vor Auflauf der Kartoffeln wird der endgültige Damm angelegt. Dieser muß genügend Raum für die Kartoffelnester bieten, um ein Freilegen oder Herauswachsen aus dem Damm zu verhindern. Bei üblichen 75 cm Reihenweite sind die Dämme ca. 25 - 30 cm hoch, der Dammfirst ca. 20 cm breit und die Flanken haben einen Senkungswinkel von 45 Grad.

Die Anlage der Dämme erfolgt mit einer Häufelrüse vor dem Durchstoßen der Kartoffeln. Der sorgfältigen Anlage kommt eine besondere Bedeutung zu. Einerseits stellt das Anhäufeln eine mechanische Unkrautbekämpfung dar (daher sollten die Unkräuter bereits aufgelaufen sein), andererseits muß der Damm genügend Zeit haben sich abzusetzen, damit, z.B. durch das Wachsen der Kartoffeln oder Rissbildung im Boden, der vorher angelegte Herbizidfilm nicht zerstört wird und den Unkrautsamen keine idealen Keimbedingungen geboten werden.

Die Herbizidbehandlung erfolgt auf die endgültig gezogenen Dämme. Der Behandlungstermin ist u. a. von der Wahl des Herbizides abhängig. Bei Verwendung eines Bodenherbizides ist auf ausreichende Bodenfeuchte zu achten. Durch Starkregen unmittelbar nach

der Behandlung wird möglicherweise Wirkstoff von den Dämmen heruntergespült. Bei der Wahl eines blattwirksamen Herbizids versucht man, den Häufeltermin vorzuziehen, um vor der Herbizidbehandlung (die wiederum vor dem Durchstoßen zu erfolgen hat) einen möglichst großen Anteil der vorhandenen Unkräuter auflaufen zu lassen. Die im Untersuchungsgebiet im Kartoffelanbau verwendeten Präparate sind in **Tabelle 5** aufgelistet.

Problemunkräuter in Kartoffeln sind insbesondere Klettenlabkraut, Kamille, Knöterich, Melde- und Gänsefußarten sowie das spät keimende Bingel- und Franzosenkraut.

Die Düngung der Kartoffeln mit Stickstoff und Phosphat erfolgt normalerweise kurz vor dem Legen, um den mineralischen Dünger beim Anhäufeln der Dämme unmittelbar an die Knolle zu führen. Die Kalidüngung erfolgt im Rahmen der Fruchtfolge als Vorratsdüngung und nur im Ausnahmefall direkt zur Kartoffel. Überversorgungen mit Stickstoff und Kali führen - je nach Verwendungszweck, z.B. als Speisekartoffeln oder als Kartoffeln zur Chipsproduktion - zu Qualitätsminderungen, andererseits fördert, z. B. bei Kartoffeln für Pommes frites, ein reichhaltiges Stickstoff-Angebot die gewünschte Knollengröße bzw. -länge.

Mit der Ausbildung des Blattapparates sind - je nach Verwertungsrichtung und Rode-termin - mehr oder weniger häufige Fungizidbehandlungen gegen die Kraut- und Knollenfäule erforderlich. Je nach Witterung und Empfindlichkeit der Sorte erfolgen diese in 10 - 14-tägigen Abständen vom Reihenschluß bis zur Ernte.

Insektizide werden zur Bekämpfung des Kartoffelkäfers bzw. der Blattläuse eingesetzt, die als Virusüberträger fungieren.

Je nach Verwertungsrichtung der Kartoffeln erfolgt eine Vernichtung des Kartoffelkrautes vor der Ernte. Der Grund dafür ist z. B., das Wachstum der Kartoffelknollen zu begrenzen, weil nur kleinere Sortierungen marktfähig sind. Desweiteren dient die Krautvernichtung der Gesunderhaltung der Knollen, damit eventuell auf dem Laub vorhandenen Pilzsporen der Kraut- und Knollenfäule nicht die Knollen infizieren.

Die Erntetermine schwanken von Mitte bis Ende Juni, wobei sehr frühe Speisekartoffelsorten (Anbau unter Folie) bereits ab Mitte Mai geerntet werden. Die Ernte der Industriekartoffeln erfolgt im September/Oktober.

Tabelle 5: Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung in Kartoffeln

| Produkt Name | Wirkstoff Name | g/l | Aufwand- menge kg-l/ha | Mischung mit | Einsatz Stad. | Wir- kungs- ort | Bemerkungen |
|-----------------|-------------------|-----|------------------------------|--------------|------------------|-----------------------|---|
| - Sencor | Metribuzin | 700 | 0,3 - 1,0 | | | Bl/Wu | VA; einjährige Unkräuter und Ungräser |
| - Basagran | Bentazon | 480 | 0,5 - 3,0 | | 10 - 20 | Kontakt | NA; Wirkung auf dikotyle Unkräuter, schonend wirkendes Präparat |
| - Aresin | Monolinuron | 480 | 1,0 - 4,0 | | 0 - 10 | Bl/Wu | VA; Wirkung auf dikotyle Unkräuter |
| - Racer | Flourchloridon | 250 | 2,5 - 3,0 | | | | |
| - Patoran | Metobromuron | 500 | 2,0 - 5,0 | | | | |
| - Boxer | Prosulfocarb | 880 | 2,0 - 5,0 | | | | |
| - Stomp | Pendimethalin | | | | | | |

3.1.5 Betriebsstruktur im Untersuchungsgebiet

Die im Untersuchungsgebiet gelegenen landwirtschaftlichen Nutzflächen werden hauptsächlich von Vollerwerbs-, teilweise auch von Nebenerwerbs-Landwirten bewirtschaftet. Die durchschnittliche Betriebsgröße beträgt ca. 35 ha.

In der Regel ist zusätzlich zum Ackerbau ein Veredelungs Zweig in Form von Schweinezucht oder -mast, Milchviehhaltung und Bullenmast an die Betriebe angegliedert. Bei der Tierhaltung handelt es sich um kleinere Bestände. Eine Größenordnung von 1,5 DE (Dungeinheiten) je ha landwirtschaftliche Nutzfläche wird normalerweise nicht überschritten. Zum überwiegenden Teil erfolgt die Aufstallung der Tiere auf Stroh. Eine Haltung auf Spaltenböden mit Güllewirtschaft stellt eher die Ausnahme dar. Bei den anfallenden Wirtschaftsdüngern ist daher vorrangig der Einsatz von Festmist zu beachten.

3.1.6 Verwertung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse

Die Verwertung des Getreides erfolgt - sofern dies nicht zu Futterzwecken in den Betrieben verbleibt - als Brotgetreide.

Die angebauten Rüben dienen der Zuckerproduktion, einige, in geringem Umfang vorhandene Runkelrüben werden verfüttert.

Der Mais wird annähernd vollständig zu Futterzwecken einsiliert (Silomais), dagegen ist der Anbau von Körnermais eher die Ausnahme.

Die Kartoffeln dienen je nach Richtung als Speiseware oder werden zu Pommes frites, Chips, etc. weiterverarbeitet bzw. zur Stärkeproduktion verwendet.

3.2 **PBSM-Einsatz auf nichtlandwirtschaftlichen Flächen**

Als mögliche Anwender von PBSM im Nichtkulturland kommen Privatpersonen, Kommunen sowie Wirtschaftsunternehmen in Betracht. Die Anwendung erfolgt beispielsweise auf Haus- und Hofeinfahrten, unter Hecken und Bäumen, auf Bahndämmen, Flug- und Sportplätzen, unbefestigten Wegen sowie auf befestigten (gepflasterten) Flächen.

Im Gegensatz zu den meisten Präparaten, die in der Landwirtschaft/Gartenbau Verwendung finden, ist eine selektive Wirkung hier nicht erforderlich bzw. nicht erwünscht. Das angestrebte Ziel besteht darin, Flächen von jeglichem Bewuchs freizuhalten.

Die Auswahl der Präparate kann daher ausschließlich nach Aspekten der Wirkungssicherheit und der Preiswürdigkeit erfolgen - die Frage nach der Verträglichkeit entfällt. Daher ist auch die Kombination verschiedener Präparate üblich.

Die Ausbringungstechnik ist sehr unterschiedlich - angefangen von der Ausbringung per Hand, z. B. als Granulat, über die Gießkanne und Rückenspritze bis hin zur Großflächenspritze oder sonstige Sprühvorrichtungen. Die Ausbringung erfolgt - zumindest in der Vergangenheit - auch durch nicht ausreichend sachkundige Personen. Daher sind in vielen Fällen massive Überdosierungen bei der Ausbringung, insbesondere in Kombination mit ungeeigneter Technik zu unterstellen.

Eine besondere Rolle spielt das Atrazin. Obwohl ursprünglich zur Anwendung im Maisanbau vorgesehen, wurde Atrazin aufgrund seines breiten Wirkungsspektrums (gerade bei Überdosierungen) und seiner Preiswürdigkeit häufig im Nichtkulturland eingesetzt.

In **Tabelle 6** sind einige Präparate zur totalen Unkrautvernichtung aufgeführt.

Tabelle 6:

Präparate zur totalen Unkrautvernichtung (Einsatz im Nichtkulturland)

| Produkt Name | Wirkstoff Name | g/l | Aufwand- menge kg-/ha | Mischung mit | Einsatz Stad. | Wir- kungs- ort | Bemerkungen |
|------------------|--|--------------------------|-----------------------------|--------------|------------------|-------------------------|-------------------------|
| - Ustigex F | Amitrol Bromacil Dichlorprop Diuron | 254 107 200 266 | 15,0 | diverse | | Bo Wu/Bi Wuchsst. | Nichtkulturland |
| - Vorox Plus | Amitrol Diuron Simazin | 100 250 250 | 10,0 | diverse | | Bo Wu | Wege |
| - Hyvar X | Bromacil | 800 | 10,0 | diverse | | Wu | Nichtkulturland |
| - Total-Ex-Super | Bromacil Diuron | 80 400 | 10,0 | diverse | | Wu Bo | Nichtkulturland |
| - Weguran | Dalapon Diuron Simazin | 200 250 250 | 10,0 | diverse | | Bl/Wu Bo | Wege |
| - Peruan | Atrazin Diuron Simazin | 200 250 250 | 10,0 | diverse | | Bo Wu/Bi | Wege Nichtkulturland |
| - Ustinex WS | Atrazin Diuron Simazin | 243 198 291 | 10,0 | diverse | | Bo Wu/Bi | Wege Nichtkulturland |

4 LAGE DER PROBENAHMESTELLEN

Eine flächendeckende Untersuchung der Grundwasseroberfläche auf PBSM erfolgte durch die Entnahme von Grundwasserproben unmittelbar an der Grundwasseroberfläche. Beprobte wurden bereits vorhandene Grundwassermeßstellen (Kap. 4.1) und neu errichtete Handbohrungen (Kap. 4.2). Die Anordnung der Grundwassermeßstellen und der Handbohrungen wurde so vorgenommen, daß im Grundwasser nachgewiesene PBSM im Idealfall einem Eintragsort an der Geländeoberfläche zugeordnet werden konnten. So lagen die Probenahmestellen z. B. im Grundwasserabstrombereich eines Schläges, einer Ortschaft oder einer Bahnlinie. Die Handbohrungen dienten einerseits zur Verdichtung des bestehenden Meßstellennetzes und andererseits dazu, positive PBSM-Nachweise gezielter einer PBSM-Eintragsquelle zuordnen zu können.

4.1 Grundwassermeßstellen

Im Untersuchungsgebiet sind 17 Grundwassermeßstellen (z. B. bezeichnet mit 42/022) vorhanden (**Abbildung A7**), die zur Beprobung herangezogen werden konnten. Es handelt sich um durchgehend bis zur Grundwasseroberfläche verfilterte Meßstellen. Zusätzlich wurden Wasserproben aus den beiden Horizontalfilterbrunnen des Wasserwerks Gatzweiler entnommen.

Die Grundwassermeßstelle 42/022 besteht bis 6,0 m unter Gelände aus einem begehbaren Sickerwassermeßschacht. Von dem Meßschacht aus sind in dem natürlich gelagerten Boden Tensiometer in Tiefen von 40, 60, 100, 150, 180, 210, 300, 420 und 530 cm unter Gelände eingebaut. Die Tensiometer bestehen aus Keramikzellen, die in ein mit Wasser gefülltes T-Rohr eingeklebt sind. Die Tensiometer haben eine Einbaulänge von 145 cm. In fünf Meßtiefen können über Keramikzellen Bodenwasserproben entnommen werden. Darüber hinaus wurde zur Beobachtung des Grundwasserspiegels eine kontinuierlich arbeitenden Pegelmeßstelle eingebaut.

Die Bezeichnungen der untersuchten Grundwassermeßstellen sind in der **Tabelle A1** zu erkennen.

4.2 Handbohrungen

Im Abstrom von geeigneten Schlägen wurden insgesamt 27 Handbohrungen (z. B. HB 6) abgeteuft (**Abbildung A7**). Zur Errichtung der ersten Bohrungen wurde ein EDELMANN-Bohrer eingesetzt. Von der Geländeoberfläche bis etwa 0,5 m oberhalb der Grundwasseroberfläche sind die Bohrungen verrohrt worden (Bohrdurchmesser 70 mm),

um auch nachfolgende Probenahmen zu ermöglichen. Die Verrohrung aus Kunststoff (PVC-U) wurde an der Geländeoberfläche durch eine Schieberkappe gesichert.

4.3 Sedimentprobenahmestellen

Die Entnahme der Boden- und Sedimentproben aus der ungesättigten Zone erfolgte in der Nähe der Ortschaft Genhausen, im Anstrombereich der Grundwasserneubildungsstelle HB 6. Die Lage der Entnahmestellen ist in **Abbildung 7** zu erkennen.

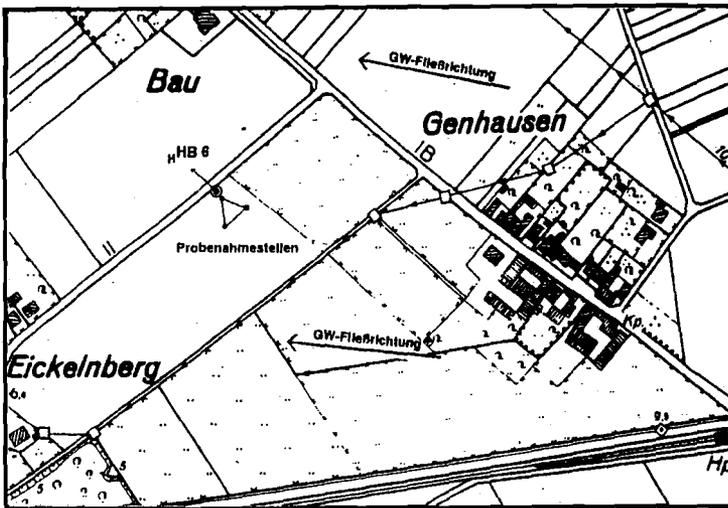


Abbildung 7: Lage und Anordnung der Probenahmestellen (HB 6/1, HB 6/2, HB 6/3) zur Entnahme der horizontalierten Boden- und Sedimentproben (Abstände zwischen den Bohrpunkten: 20 m)

5 MATERIAL UND METHODEN

5.1 Probenahmen

5.1.1 Grundwasserprobenahme

Bei der Entnahme von repräsentativen Grundwasserproben für chemische Untersuchungen, muß vermieden werden, daß Grundwasser, welches in der Meßstelle gestanden hat, entnommen wird. Dieses Standwasser unterlag einer mehr oder weniger langen Zeit nicht den Milieubedingungen des Aquifers, und es muß von einer veränderten chemischen wie auch mikrobiologischen Zusammensetzung ausgegangen werden (LICHTENBERG, 1993).

Unter Berücksichtigung dieser Faktoren wurden die folgenden beiden Probenahmetechniken angewandt:

- Die durchgehend verfilterten Grundwassergütemeßstellen wurden für eine Probenentnahme an der Grundwasseroberfläche etwa 20 cm unterhalb derselben mit Packern abgedichtet. Dann wurde mit einer Kreiselpumpe Grundwasser gefördert, bis sich eine konstante Leitfähigkeit im Wasser einstellte. Danach wurde das Grundwasser beprobt.
- Weiterhin wurden Proben von der Grundwasseroberfläche aus den Handbohrungen gewonnen. Die Probenahmen erfolgten durch die bestehende Verrohrung, wobei jedesmal die letzten Dezimeter bis zur Grundwasseroberfläche erneut mit einem EDELMANN-Bohrer (Durchmesser 4 cm) gebohrt wurden. Dann wurde jeweils ein Sauggestänge eingeführt und über ein Vakuum-System mit integriertem Probenahmegefäß eine klare Grundwasserprobe entnommen. Der Aufbau der Probenahmereinrichtung ist in **Abbildung A9** schematisch dargestellt.

Die Probenahmen erfolgten jeweils mit sehr geringer Förderleistung der Pumpe, um zu gewährleisten, daß das Wasser aus einem eng begrenzten Bereich um die Grundwasseroberfläche (etwa 20 bis 30 cm) stammt.

Die entnommenen Grundwasserproben wurden je nach Untersuchungszweck in unterschiedliche, den speziellen Anforderungen genügende Gefäße abgefüllt (HÖLL, 1986). Dabei wurde jedes Gefäß mehrmals mit dem Grundwasser vorgespült, dann vollständig gefüllt und luftblasenfrei verschlossen.

5.1.2 Sedimentprobenahme

Zur Gewinnung von Grundwassersedimentproben wurde ein Vertikalbohrgerät (NORDMEYER RSB O/1.4-23) eingesetzt, mit dem Trockenkernbohrungen durchgeführt werden können.

Das Prinzip dieses Bohrverfahrens beruht darauf, daß mit einer Hohlbohrschneckeneinrichtung auf eine gewünschte Teufe gebohrt wird und von dort aus zur Probengewinnung ein Rammkernrohr, das an einem Gestänge herabgelassen wird, mit einer hydraulischen Ramme ins ungestörte Sediment getrieben wird.

Die Hohlbohrschnecken wurden durch eine kombinierte Dreh- und Schubbewegung ins Grundwassersediment getrieben. Diese Bewegungen erzeugt das Gerät durch eine hydraulische Drehvorrichtung (Drehkopf), die an einem Laufwagen am Bohrmast auf- und abwärts gefahren werden kann. Die offene Schneidkrone der Hohlbohrschnecke war für den Bohrvorgang mit einer Vollbohrereinrichtung verschlossen. War die gewünschte Teufe erreicht, wurde der Drehkopf zur Seite geklappt, das Bohrgestänge mit einer Spannvorrichtung am Mastfuß gesichert und die Vollbohrereinrichtung mittels einer Fangvorrichtung, die an einer Seilwinde herabgelassen wird, eingeklinkt und entfernt.

Nun wurde das Rammkernrohr mit dem Bohrgestänge in die Hohlbohrschnecke eingeführt und herabgelassen. Dieses Rammkernrohr enthielt ein austauschbares Plexiglasrohr (Länge 100 cm) zur Aufnahme der Sedimentprobe. Am unteren Ende des Rammkernrohrs befand sich eine Reuse als Sedimentfang.

Nach Beendigung des Rammvorgangs wurde das Kernrohr wieder hochgezogen. Das mit der Sedimentprobe gefüllte Plexiglas-Rohr (100 cm) wurde aus dem Rammkernrohr entfernt und mit Deckeln dicht verschlossen.

Es wurden 3 mal 2 Bohrungen auf dem Schlag bei HB 6 abgeteuft. Die Bohrstandorte (je 3) lagen an den Ecken eines gleichseitigen Dreiecks mit einer Seitenlänge von 20 m; eine Spitze des Dreiecks wies auf HB 6 (**Abbildung 7**). Die Bohrprofile erstreckten sich jeweils von der Geländeoberfläche bis zu einer Teufe von 5 m (Grundwasserspiegel). Von 0,00 - 1,20 m Teufe wurde jeweils eine dritte Bohrung niedergebracht, um genügend Sediment für die Analysen zu erhalten. Die Teilmengen der parallel an einer Spitze des Dreiecks niedergebrachten Bohrprofile wurden dann vereinigt und homogenisiert. Im weiteren wird deshalb nur von drei Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 gesprochen.

5.1.3 Bodenprobenahme

Mit Hilfe der Bodenuntersuchungen sollte der Versuch unternommen werden, in Bodenproben PBSM quantitativ zu erfassen und daran gegebenenfalls ein Gefährdungspotential für das Grundwasser abzuleiten.

Im Februar 1992 wurden auf fünf verschiedenen Schlägen im Untersuchungsgebiet Gatzweiler Bodenproben entnommen. Die Schläge befinden sich im Grundwasseranstrombereich folgender Meßstellen: 43/013, 43/032, HB 3, HB 4 und HB 10 (s. **Abbildung A7**). Auf jedem dieser Schläge wurden fünf Bohrungen mit einem Handbohrstock (PIRKHAUER) bis in eine Teufe von 1 m niedergebracht. Die Proben wurden dann in vier verschiedene Horizonte aufgeteilt und auf PBSM untersucht: 0 - 10 cm, 10 - 40 cm, 40 - 70 cm und 70 - 100 cm.

5.2 Untersuchung der Grundwasserproben

5.2.1 Bestimmung der anorganischen Parameter

In **Tabelle 7** sind alle zur Bestimmung der anorganischen Bestandteile der Grundwasserproben verwendeten Verfahren aufgelistet.

Tabelle 7: Verfahren zur Bestimmung der anorganischer Parameter in Grundwasserproben

| Parameter | Verfahrensweise | Methode |
|--------------------|---|--------------------------------|
| Nitrat | Die Nitratgehalte im Wasser wurden ionenchromatographisch bestimmt. Als Detektor wurde ein Photometer (Wellenlänge 220 nm) verwendet. | DEV D19 (DIN 38405, D 19) |
| Chlorid | Die Chloridgehalte wurden über eine potentiometrische Titration der Proben mit Silberionen bestimmt. | DEV D1 (DIN 38405, D 1) |
| Hydrogencarbonat | Die Hydrogencarbonatgehalte des Wassers wurden aus den p- und m-Werten sowie dem pH-Wert berechnet. | DEV D8 |
| Natrium, Kalium | Die Gehalte des Wassers an Natrium und Kalium wurden flammenphotometrisch bestimmt. | DEV E13 bzw. E14 |
| Calcium, Magnesium | Die Gehalte des Wassers an Calcium und Magnesium wurden durch komplexometrische Titrationsen mit EDTA bestimmt. | DEV E3 (DIN 38 406, E 3) |
| Eisen, Mangan | Die Gehalte des Wassers an Eisen und Mangan wurden photometrisch bestimmt. | DEV E1/E2 (DIN 38406, E1/2) |

5.2.2 Bestimmung der Konzentration verschiedener PBSM

5.2.2.1 Probenanreicherung

Aufgrund der unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der potentiell im Grundwasser vorhandenen PBSM müssen jeweils speziell angepasste Verfahren zur Anreicherung der Analyte bzw. zur Abtrennung störender Matrixbestandteile angewendet werden. Deshalb wurden folgende Verfahren der Probenvorbereitung angewendet:

A) Für PBSM der IWW-Gruppe A (Triazinderivate):

- Filtration von 1 l Wasserprobe über Glasfaserfilter
- Zugabe von Fluazifop-butyl als interner Standard
- Anreicherung der PBSM an 1 g konditioniertem RP-C18-Material bei pH 7
- Trocknung der Phase und nachfolgende Elution
- gaschromatographische Analyse mittels GC-PND/MSP (Kap. 5.2.2.2.1)

B) Für PBSM der IWW-Gruppen F1, F2 und G1 (vorwiegend Phenylharnstoffderivate und einige thermolabile Stoffe):

- Filtration von 1 l Wasserprobe über Glasfaserfilter
- Zugabe von DPS als interner Standard
- Anreicherung der PBSM an 1 g konditioniertem RP-C18 -Material bei pH 7
- Trocknung der Phase und nachfolgende Elution
- hochdruckflüssigkeitschromatographische Analyse mittels HPLC-DAD (Kap. 5.2.2.2.2)

C) Für PBSM der IWW-Gruppe III (vorwiegend Phenoxyalkancarbonsäuren)

- Filtration von 1 l Wasserprobe über Glasfaserfilter
- Zugabe von Chlorbenzoesäure als internen Standard
- Anreicherung an 1 g konditioniertem RP-C18 -Material bei pH 2
- Trocknung der Phase und nachfolgende Elution
- gaschromatographische Analyse mittels GC-MS (Kap. 5.2.2.2.1)

5.2.2.2 Chromatographische Trennbedingungen

5.2.2.2.1 Gaschromatographie

Für die gaschromatographische Bestimmung der PBSM-Konzentrationen wurden die im folgenden aufgelisteten Geräte bzw. Bedingungen verwendet:

Gaschromatograph: HEWLETT PACKARD HP 5890 / Serie II

| | |
|--------------------|---|
| Injektor: | GERSTEL KAS, Temperaturprogramm 95-300 °C |
| Injektionsvolumen: | 1 µl, splitless |
| Säule: | a) J&W; DB 5; fused-silica; 30 m; ID 0,25 mm; Film 0,25 µm b) J&W; DB 17; fused-silica; 30 m; ID 0,25 mm; Film 0,25 µm |
| Trägergas: | Helium; 1,4 ml/min |
| Ofentemperatur: | 100 - 300 °C |
| Detektor: | a) 2x Phosphor-Stickstoff-Detektor (PND) in Serie, 320 °C b) Massenselektiver Detektor (MSD) |

5.2.2.2.2 Flüssigkeitschromatographie

Für die flüssigchromatographische Bestimmung der PBSM-Konzentration mittels HPLC wurden die im folgenden aufgelisteten Geräte bzw. Bedingungen verwendet:

| | |
|--------------------|---|
| HPLC: | HEWLETT PACKARD HP 1090 / Serie II |
| Injektionsvolumen: | 20 µl |
| Säule: | RP-C18/Hypersil ODS, 3 µm; ID 4 mm; Länge 250 mm |
| Eluent: | Acetonitril/Wasser |
| Fluß: | 0,8 ml/min |
| Detektor: | Dioden-Array-Detektor (DAD) |

5.3 **Untersuchung der Boden- und Sedimentproben**

Nach der Probenahme gemäß Kap. 5.1.2 wurden die mit den Sedimentproben gefüllten Plexiglasrohre mit einem Rohrschneider in die gewünschten Teufenabschnitte geteilt. Danach wurden die jeweiligen Teilproben aus den Parallelbohrungen vereinigt und im Mörser gut homogenisiert. Insgesamt wurden so aus 3 Bohrprofilen 24 Proben erhalten. Die einzelnen Entnahmetiefen sind der **Tabelle 8** zu entnehmen.

Tabelle 8: Bezeichnung und Entnahmetiefe der untersuchten Boden- und Sedimentproben aus dem Bereich der HB 6

| HB 6/1 Teufe [m] | HB 6/2 Teufe [m] | HB 6/3 Teufe [m] |
|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 0,0 - 0,3 | 0,0 - 0,3 | 0,0 - 0,3 |
| 0,3 - 0,6 | 0,3 - 0,6 | 0,3 - 0,6 |
| 0,6 - 0,9 | 0,6 - 0,9 | 0,6 - 0,9 |
| 0,9 - 1,2 | 0,9 - 1,2 | 0,9 - 1,2 |
| 1,2 - 2,0 | 1,2 - 2,0 | 1,2 - 2,0 |
| 2,0 - 3,0 | 2,0 - 3,0 | 2,0 - 3,0 |
| 3,0 - 4,0 | 3,0 - 4,0 | 3,0 - 4,0 |
| 4,0 - 5,0 | 4,0 - 5,0 | 4,0 - 5,0 |

Die gemäß Kap. 5.1.3 per Handbohrstock entnommenen Bodenproben wurden wie unter Kap. 5.3.2.3 beschrieben auf den PBSM-Gehalt untersucht.

5.3.1 Sedimentpetrographische und -physikalische Untersuchungen

Die Sedimentproben wurden wie folgt charakterisiert:

- Die Korngrößenverteilung wurde durch Siebanalyse nach DIN 18 123 (Vornorm, Juli 1971) ermittelt. Von den Bodenproben (0 - 0,3 m, 0,3 - 0,6 m, 0,6 - 0,9 m) wurden zusätzlich Schlenmanalysen zur Bestimmung der Tongehalte durchgeführt.
- Aus den Daten der Korngrößenverteilungen wurden Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f -Werte) nach BEYER (1964) berechnet.
- Die Trockenmasse wurde durch Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz ermittelt (DEV (S2), 1985; entspricht DIN 38414/T2).
- Durch Wägung des gesamten, im Plexiglas-Kernrohr befindlichen Materials und Messung der Länge des gewonnenen Sedimentkerns wurde dessen Volumen und daraus wiederum die Dichte errechnet. Zusätzlich wurde rechnerisch der Wassergehalt berücksichtigt, so daß eine "Trocken-Dichte" der Boden- bzw. Sedimentproben ermittelt werden konnte.
- Die Kiesfraktion der Proben (Partikel > 2 mm) wurde für die C_{org} -Bestimmung (Kap. 5.3.2.1) durch Trockensiebung mit einem RETSCH Analysensieb (2,00 mm, gemäß DIN 4188) abgetrennt und ausgewogen. Der für die Biomassen-Bestimmung (Kap. 5.3.3) vorgesehene Probenteil (< 2 mm) wurde mit dem gleichen Sieb über eine Feuchtsiebung erhalten.
- Die Feldkapazität der Boden- bzw. Sedimentproben wurden anhand der Korngrößenverteilung und des C_{org} -Gehalts der Proben aus Tabellen entnommen (BGR, 1982).

5.3.2 Chemische Untersuchungen

5.3.2.1 Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_{org})

Die Untersuchungen wurden mit getrockneten Sedimentproben durchgeführt, nachdem zuvor die Fraktion mit einer Korngröße > 2 mm (Kiese und Steine) durch Trockensiebung abgetrennt worden war. Dies ist für eine statistisch sichere und nicht diskriminierende Einwaage bei den Analysen erforderlich. Die Angabe der Korngrößen-Fractionen, auf die sich eine C_{org} -Bestimmung bezieht, ist sehr wichtig, da die gemessenen Stoffgehalte von der Oberfläche der Sedimentpartikel abhängig ist; die Gehalte steigen allgemein mit abnehmender Korngröße (zunehmender spezifischer Oberfläche) an (BORCHERS ET AL., 1993).

Der Gehalt der Proben an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org}) wurde mit einem LECO C-Phasenanalysator RC 412 bestimmt (BORCHERS, 1993). Dieses Meßgerät arbeitet nach dem Prinzip der trockenen Verbrennung der organischen Stoffe im Sauerstoffstrom bei 600 °C und einer infrarotspektroskopischen Messung des entstehenden CO_2 . Die Bestimmungsgrenze der angewandten Methode liegt für C_{org} bei $3 \mu\text{g}$ (entsprechend 1 mg/kg).

5.3.2.2 Bestimmung des Boden-pH-Werts

Die Bestimmung des Boden-pH-Werts erfolgte nach dem von TEICHER UND SCHULER (1982) beschriebenen Verfahren. Dabei werden 50 g Boden mit 50 ml $CaCl_2$ -Lösung ($0,01$ mol/l) versetzt. Nach etwa 10 Minuten wird der pH-Wert mit einer Elektrode (WTW STH 600) bestimmt. Dabei wird solange gemessen, bis der Meßwert für 1 Minute konstant bleibt. Die Meßzeit beträgt aber mindestens 3 Minuten.

5.3.2.3 Bestimmung der PBSM-Gehalte

Die gemäß Kap. 5.1.3 entnommenen Bodenproben wurden auf die Wirkstoffe untersucht, die im Gebiet Gatzweiler häufig im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche unter landwirtschaftlichen Nutzflächen nachgewiesen wurden, nämlich Atrazin, Simazin, Isoproturon und Metribuzin.

Die Extraktion der Bodenproben erfolgte durch eine Flüssig-Extraktion. Dazu wurden 50 g des ungetrockneten Bodens in eine Steilbrustflasche (250 ml) eingewogen und nach Zugabe von 50 ml eines Lösungsmittelgemisches aus Acetonitril und Wasser ($9:1$) 45 min geschüttelt. Die Bodensuspension wurde dann unter schwachem Vakuum über einen BÜCHNER-Trichter mit eingelegtem Schwarzbandfilter filtriert. Das klare Filtrat wurde dann gemäß Kap. 5.2.2 mittels HPLC auf die genannten Stoffe untersucht.

5.3.3 Bestimmung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität

Die Programme für die mathematische Modellierung der PBSM-Verlagerung im Boden, PELMO und VARLEACH, benötigen für eine Simulation Daten über die sogenannte "Biomasse" bzw. die Stoffwechselaktivität. Zur Berechnung der "Biomasse" wird oft der Meßwert der potentiellen Atmung nach entsprechender Umrechnung verwandt. Diese wiederum wird gemessen, nachdem eine Probe mit Glucose versetzt und bei 22 °C für 12 h inkubiert worden ist. Als Meßgröße dient die biotische Sauerstoffzehrung. Da die Meßzeiten bis zu einem detektierbaren Sauerstoffverbrauch hier zum Teil bis zu 163 h betragen, konnte aus den daraus resultierenden Ergebnissen keine repräsentative "Biomasse" berechnet werden. Aus diesem Grund wurde als Maß für die aerobe Stoffwechselaktivität im Boden die messbare **aktuelle** Atmungsaktivität, also der Sauerstoffverbrauch des Bodens pro Zeit- und Masseneinheit herangezogen.

Die Bestimmung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität in den Boden- und Sedimentproben wurde vom FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR UMWELTCHEMIE UND ÖKOTOXIKOLOGIE (IUCT) durchgeführt. Zur Bestimmung dieses Parameters wurde ein SAPROMAT von VOITH eingesetzt und nach der von ALEF (1991) beschriebenen Methode vorgegangen. Zur Bestimmung wurde hier die durch Feuchtsiebung abgetrennte Feinbodenfraktion (Partikel < 2 mm) eingesetzt, die auf 40 - 60 % ihrer maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt worden war. Die **Bestimmungsgrenze** der Methode, bezogen auf die biotische O₂-Zehrung und Bodentrockenmasse lag bei $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$.

5.4 **Untersuchung der Sorption von PBSM an Boden- und Sedimentproben**

5.4.1 Bestimmung der Adsorptionskinetik und des k_d -Werts

Die Bestimmung der Adsorptionskinetik bestimmter PBSM an die Boden- bzw. Sedimentmatrix erfolgte in Anlehnung an die OECD-Guideline 106 (EEC, 1992). Diese Methode beschreibt im Prinzip Batch-Versuche, bei denen die wäßrige Lösung eines Wirkstoffs mit einer Bodenprobe für bestimmte Zeiten geschüttelt wird, um den zeitlichen Verlauf der Adsorption des Stoffes an der Festphase bis zur Gleichgewichtseinstellung analytisch zu verfolgen. Anhand der Abnahme der Wirkstoffkonzentration in der Flüssigphase wird die Sorptionsrate bestimmt. Eine Unterscheidung zwischen Physi- und Chemisorption ist bei dieser Methodik nicht möglich.

Für die Untersuchungen wurden folgende vier Wirkstoffe ausgewählt: Atrazin, Isoproturon, Metribuzin und Metamitron. Die drei zuerst genannten Wirkstoffe wurden deshalb ausge-

wählt, weil sie häufig im Grundwasser des Untersuchungsgebietes nachgewiesen werden konnten. Demgegenüber wurde Metamitron ausgewählt, weil es bislang nicht im Grundwasser auftritt, aber nachweislich von den Landwirten eingesetzt wurde.

Zu Beginn der Bestimmungen sind jeweils alle benötigten Glasgeräte mit Aceton und HPLC-Wasser gereinigt worden. Danach wurde je ca. 50 mg Wirkstoff in einer möglichst geringen Menge Methanol gelöst (1 ml bei Metamitron und Metribuzin, 2,5 ml bei Isoproturon und 25 ml bei Atrazin). Dieser Ansatz wurde mit HPLC-Wasser auf 250 ml aufgefüllt und für 1,5 h bei 60 °C in einem Ultraschallbad behandelt. Anschließend wurde die Lösung auf die gewünschte Konzentration von 5 mg/l verdünnt und dann über einen Glasfaserfilter bzw. eine Silikagelsäule filtriert. Die auf diesem Weg erhaltene Lösung wurde 24 h geschüttelt und nochmals filtriert. Anschließend wurde sie mit 1,47 g $\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ pro Liter versetzt.

Mit diesen Ansätzen wurden die Adsorptionsversuche nun in Anlehnung an die OECD-Guideline 106 durchgeführt. In Abänderung dazu wurde vor Versuchsbeginn zusätzlich die Ausgangskonzentration an Wirkstoff in der eingesetzten Lösung (C_0) bestimmt. Alle Proben wurden vor der HPLC-Analyse (Kap. 5.4.2) durch Zentrifugation und Filtration von Sedimentpartikeln befreit.

5.4.2 Bestimmung der Herbizidkonzentration in der wäßrigen Phase

Zur Bestimmung der Konzentration des Wirkstoffs in der wäßrigen Phase wurden nach der Zentrifugation (Kap. 5.4.1) Proben aus dem Überstand entnommen und vor der HPLC-Analyse über Glasfaserfilter filtriert. Da die Probenmatrix keine analytischen Probleme verursachte, konnten die Proben ohne weitere Nachbehandlung unter folgenden Bedingungen chromatographiert werden:

| | |
|-------------------------|--|
| Chromatograph: | HEWLETT PACKARD HB 1090, Serie II mit DAD |
| Entgasung der Eluenten: | Degasser ERC 3612 |
| Injektionsvolumen: | 20 µl |
| Eluent: | 1) Acetonitril (PROMOCHEM/ChromAR) 2) Wasser (PROMOCHEM/ChromAR) |
| Eluentfiltration: | Filter bestehend aus: 1) KNAUER Metallsieb 3 µm 2) KNAUER Glasfaserfilter 3) wie 1) |
| Säule: | Refill Vertex-Säule mit Vorsäule ID 4 mm / Länge 250 mm |
| Phase: | Hypersil ODS/RP-C18/3 µm |
| Trenntemperatur: | 43 °C |

| | |
|----------------|--|
| Fluß: | 0,8 ml/min |
| Gradient: | 0 min: Wasser 85 % / Acetonitril 15 % 30 min: Wasser 60 % / Acetonitril 40 % anschließend Spülen und Rücksetzen des Gradienten; Gesamtzeit: 50 min/Lauf |
| Detektor: | DAD (Quantifizierung bei 230 und 245 nm) |
| Elutionsfolge: | Metamitron: 9,5 min Metribuzin: 20,0 min Atrazin: 27,3 min Isoproturon: 28,8 min |

Die Bestimmungsgrenzen und Linearitätsbereiche bei der beschriebenen HPLC-Methode sind für die ausgewählten Wirkstoffe in **Tabelle 9** dargestellt.

Tabelle 9: Bestimmungsgrenzen und Linearitätsbereiche bei der Analyse von Herbiziden mittels HPLC

| Wirkstoff | Bestimmungs- grenze [$\mu\text{g/l}$] | Linearitäts- bereich [$\mu\text{g/l}$] |
|-------------|--|---|
| Metamitron | 0,2 | 0,2 bis 10,0 |
| Metribuzin | 0,2 | 0,2 bis 10,0 |
| Atrazin | 0,1 | 0,2 bis 10,0 |
| Isoproturon | 0,1 | 0,2 bis 10,0 |

5.5 Physikalische und chemische Eigenschaften der untersuchten Herbizide

In **Tabelle 10** sind einige für die Verlagerung der Wirkstoffe in der Sickerwasserzone physikalische und chemische Eigenschaften der untersuchten Herbizid-Wirkstoffe aufgelistet.

Tabelle 10: Physikalische und chemische Eigenschaften der in den Modellen eingesetzten Herbizide ¹⁾²⁾³⁾⁴⁾

| Wirkstoff: | Atrazin | Isoproturon | Metribuzin | Metamitron |
|--|---|---|--|--|
| Handelsnamen: | Gesaprim, Atrazin, Primatol | Arelon, Graminon, Tolkan | Sencor, Lexone | Goltix |
| Chem. Bezeichnung: | 2-Chlor-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazin | 3-(4-Isopropylphenyl)-1,1-dimethylharnstoff | 4-Amino-6-tert-butyl-4,5-dihydro-3-methylthio-1,2,4-triazin-5-on | 4-Amino-4,5-dihydro-3-methyl-6-phenyl-1,2,4-triazin-5-on |
| Summenformel: | $C_8H_{14}ClN_5$ | $C_{12}H_{18}N_2O$ | $C_8H_{14}N_4OS$ | $C_{10}H_{10}N_4O$ |
| Molmasse [g/mol]: | 215,69 | 206,32 | 214,29 | 202,22 |
| Chem. Gruppe: | Triazin | Phenylharnstoff | Triazinon | Triazinon |
| Wasserlöslichkeit bei 20 °C [mg/l]: | 30 - 70 | 55 - 65 | 1050 - 1200 | 1700 - 1800 |
| Löslichkeit in Methanol bei 20 °C [g/l]: | 1,8 | 75 | 45,6 | 23 |
| HENRY-Konstante [hPa*m ³ /mol]: | 2,6·10 ⁻⁶ - 3,8·10 ⁻⁶ | 9,4·10 ⁻⁸ | 1,2·10 ⁻⁷ | 1,0·10 ⁻⁹ - 1,2·10 ⁻¹⁰ |
| Halbwertszeit t _{1/2} [d]: | 43 - 55 | 12 - 33 | <50 | 10 - 40 |

1) DIBBERN UND PESTEMER, 1992

2) PERKOW, 1992

3) DOMSCH, 1992

4) QUENTIN ET AL., 1987

6 THEORIE ZUR MODELLIERUNG DES STOFFTRANSPORTS DURCH DIE UNGESÄTTIGTE ZONE

6.1 Sickerwassertransport und Hydrologie

Auf die Bodenoberfläche auftreffendes Niederschlagswasser wird entweder von der Pflanzendecke zurückgehalten, verdunstet, fließt oberirdisch ab oder infiltriert in den Boden. Hier unterliegt es Gesetzmäßigkeiten, welche durch die Zusammensetzung und die Eigenschaften der verschiedenen Bodenkompimente bestimmt werden. Ebenso beeinflussen diese Gesetzmäßigkeiten wesentlich die Persistenz und das Verhalten eines PBSM im Boden. Der Boden kann als disperses Drei-Phasen-System aufgefaßt werden, das sich aus einer festen (mineralische und organische Stoffe), einer flüssigen (Sickerwasser) und einer gasförmigen (Bodenluft) Phase zusammensetzt. Die feste Phase kann in Feinboden (Fraktion < 2 mm) und Skelett (Fraktion > 2 mm) unterteilt werden. Der Feinboden wird aus Sand, Schluff und Ton gebildet. Letzterer besitzt eine herausragende Bedeutung für den Wasser- und Stofftransport im Boden. Bestimmte Tone können quellen oder schrumpfen, Aggregate bilden und Partikel binden. Weiterhin beeinflusst der Ton im wesentlichen die Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) des Bodens und besitzt dessen höchste Feldkapazität. Hierfür verantwortlich sind kleine und mittlere Hohlräume, während in den großen Hohlräumen (Groporen) der Sickerwassertransport stattfindet.

Aus den oben beschriebenen Faktoren folgt, daß z. B. Sand mit einem hohen Anteil an Groporen eine niedrige Feldkapazität und somit eine gute Wasserdurchlässigkeit besitzt. Allgemein läßt die Häufigkeit der Poren einer Durchmesserklasse in einem Boden aber nur bedingt Rückschlüsse auf die vertikale Wasserleitfähigkeit zu, da normalerweise keine Porenkontinuität im Sinne eines Leitsystems existiert (BAUMGARTNER UND LIEBSCHIER, 1990). Dennoch folgt das Groporensystem (> 50 µm) häufig einer vertikalen Vorzugsrichtung. Dies führt besonders in aggregierten Böden zu einer als Anisotropie bezeichneten Erscheinung. Die aus der Bildung von Aggregaten resultierende räumliche Ordnung des Bodens - das Bodengefüge - bedingt ein Auftreten von Rissen, Spalten und anderen Hohlräumen, welche für den Wasser- und Stofftransport von besonderer Bedeutung sind.

Daneben beruht der Wasser- und Stofftransport in der Hauptsache auf einem Wechselspiel zwischen Matrixkräften (Adsorptionskräfte, Kapillarkräfte) und Gravitationskräften im Porensystem des Bodens. Werden die Matrixkräfte auf eine Volumen- oder Masseneinheit bezogen, so werden sie als Matrixpotential ψ_m bezeichnet. Das Matrixpotential steht in einer engen Beziehung zu dem Wassergehalt des Bodens, da mit einem abnehmendem Wassergehalt auch das Matrixpotential sinkt. Diese Beziehung wird als Bodenwassercharakteristik (pF-Kurve) bezeichnet. Während feine und mittlere Poren Wasser gegen die Schwerkraft speichern können, werden die großen Poren binnen

weniger Tage entwässert (selbstdränende Poren). Die Feldkapazität eines Bodens muß also überschritten werden, damit Wasser in die großen Poren gelangt. Sind diese vollständig gefüllt, ist die maximale, gesättigte Leitfähigkeit erreicht. Allgemein wird die Wasserleitfähigkeit des Bodens durch die aus der Darcy-Gleichung 2 abgeleiteten RICHARDS-Gleichung 3 ausgedrückt.

$$J = -K * \frac{d\psi_h}{dz} \quad (2)$$

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \psi_h}{\partial z} \right) \quad (3)$$

wobei J = Wasserbewegungs- und Flußrate
 K = hydraulische Leitfähigkeit ($K = K[\psi_m(\Theta)]$ für ungesättigte Bedingungen, mit ψ_m = Matrixpotential)
 $\frac{d\psi_h}{dz}$ = vertikaler Gradient des hydraulischen Potentials
 Θ = volumetrischer Bodenwassergehalt
 z = vertikale Ortsachse
 t = Zeit

Aus Gleichung 2 ergibt sich, daß bei fortschreitender Wasserdesorption (Dränung) die Wasserleitfähigkeit sinkt und damit die Flußraten kleiner werden. Der Boden hat somit eine Speicher-, Regel- und Verteilerfunktion (BAUMGARTNER UND LIEBSCHER, 1990).

Das in den Gleichungen 2 und 3 erscheinende hydraulische Potential (ψ_h) ergibt sich aus der schon erwähnten Beziehung zwischen Matrix- und Gravitationskräften (Gleichung 4).

$$\psi_h = \psi_m + \psi_z \quad (4)$$

wobei ψ_h = hydraulisches Potential
 ψ_m = Matrixpotential
 ψ_z = Gravitationspotential

Durch die in diesem Abschnitt bislang dargestellten Vorgänge wird auch die Sickerwassergeschwindigkeit bestimmt. Sie beeinflusst wesentlich die Diffusions-, Dispersions-

und Konvektionsvorgänge von Wasser und darin gelösten Stoffen in der ungesättigten Zone (HELLING UND GISH, 1986).

Für den Eintrag von PBSM in das Grundwasser ist neben den genannten Parametern der Grundwasserflurabstand von Bedeutung. Ein geringer Grundwasserflurabstand erhöht die Gefahr einer Kontamination des Grundwassers.

6.2 PPSM-Transport durch die Sickerwasserzone

Im folgenden sollen Prozesse und Faktoren beschrieben werden, welche die Verlagerung von PPSM im Boden und der Sickerwasserzone beeinflussen. Einen kurzen Überblick hierüber sollen die **Tabellen 11** und **12** geben. Besonders im Hinblick auf eine Simulation der Verlagerung von PPSM im Boden mit Hilfe von Computermodellen wird an diesen Tabellen deutlich, wie aufwendig und schwierig eine vollständige mathematische Beschreibung der Transportvorgänge im Boden ist.

Tabelle 11: Bodeneigenschaften, die den PPSM-Transport beeinflussen (nach HELLING UND GISH, 1986)

| | |
|---|---|
| A. Physikalische Zusammensetzung: | Korngrößenverteilung |
| B. Chemische Zusammensetzung: | Mineralogie; Art der organischen Bodenbestandteile; Gehalt des Bodens an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org}) |
| C. Physikalische Eigenschaften: | Bodendichte; Feldkapazität; hydraulische Leitfähigkeit; Porengrößenverteilung; Makroporen; Bodenfeuchte und Bodentemperatur |
| D. Chemische Eigenschaften: | pH-Wert; Kationen- und Anionen-Austausch-Kapazität; Redoxpotential |
| E. Biologische/Biochemische Eigenschaften | Art und Anzahl der Mikroorganismen; Aktivität von spezifischen Enzymen |
| F. Bodenoberfläche: | Struktur; Gefälle |
| G. Bodenprofil: | Art und Abfolge der Horizonte (Typ, Tiefe, Homogenität); begrenzende Schichten; Grundwasserflurabstand |

Neben den in **Tabelle 11** genannten Bodeneigenschaften spielen weiterhin das Klima, Pflanzenschutzmitteleigenschaften, die Applikation, die Bodenbearbeitung und der Bewuchs eine wichtige Rolle für das Verhalten von PPSM im Boden (**Tabelle 12**).

Tabelle 12: Weitere Faktoren, die die Transportvorgänge von PBSM im Boden beeinflussen (nach HELLING UND GISH, 1986)

| | |
|----------------------------|---|
| A. Klima: | Niederschlag; Temperatur; Evapotranspiration |
| B. Eigenschaften der PBSM: | Bodenadsorptionskoeffizient (k_d - bzw. K_{oc} -Wert); Wasserlöslichkeit; Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}); Säure- und Basenkonstante (pK_a , pK_b); chemische und biologische Stabilität (Persistenz in Böden); Volatilität |
| C. PBSM-Applikation: | Formulierung; Applikationsart; Applikationsmenge; Zeitpunkt der Applikation; Geschichte der PBSM-Anwendung (Abbau, Anhäufung) |
| D. Bodennutzung: | Ackerland (konventioneller Anbau, schonender Anbau, Bewässerung); sonstiges Land (Brachland, Weideland, Wald, usw.); Bodenzusätze |

Derzeit ist es nicht möglich, die Einflüsse aller in den **Tabellen 11** und **12** genannten Faktoren auf das Transportverhalten von PBSM in der Sickerwasserzone mathematisch zu beschreiben. Aus diesem Grund soll versucht werden, nur die wichtigsten, für eine spätere Diskussion der Simulationsmodelle notwendigen Einflußfaktoren näher zu erläutern. Dies sind im einzelnen:

- Sickerwassertransport (Kap. 6.1)
- Adsorptions- und Desorptionsvorgänge (Kap. 6.2.1)
 - Bodenbestandteile (Kap. 6.2.1.1)
 - Sorptionsmechanismen (Kap. 6.2.1.2)
 - mathematische Beschreibung von Sorptionsvorgängen (Kap. 6.2.1.4)
- biochemischer und chemischer Abbau (Kap. 6.2.2)
- Klimafaktoren und Bodenbearbeitung (Kap. 6.2.3)
- Makroporen und preferential flow (Kap. 6.2.4)

6.2.1 Adsorptions- und Desorptionsvorgänge

Für die Geschwindigkeit der Stoffverlagerung in der Sickerwasserzone sind im wesentlichen Adsorptions- und Desorptionsvorgänge zwischen den Wirkstoffen und dem Boden verantwortlich. Diese wiederum werden hauptsächlich durch die Zusammensetzung des Bodens und die Eigenschaften der Wirkstoffe beeinflusst. Außerdem spielen elektrostatische Wechselwirkungen zwischen Bodenmatrix und den Wirkstoffen sowie der pH-Wert eine Rolle.

6.2.1.1 Einfluß der Bodeneigenschaften

Die Zusammensetzung eines Bodens spielt bei der Verlagerung von PBSM eine entscheidende Rolle, da sie, bedingt durch die Bodeneigenschaften, aus dem Sickerwasser herausgefiltert, sorbiert und/oder mineralisiert werden können (OTTOW, 1982). So ist die Mobilität von z. B. Atrazin in lehmig-sandigen Böden größer als in lehmigen Böden mit gleichem Kohlenstoffgehalt (KIENZ, 1993). Ebenso führt ein niedriger Tongehalt im Boden zu einem erhöhten Fluß und damit zu einem verstärkten Transport hydrophiler Stoffe in tiefere Schichten.

6.2.1.1.1 Organische Stoffe

Organische Bestandteile sind bei advektiven und konvektiven Transportvorgängen im Boden von besonderer Bedeutung. Sie können als Komplexbildner, als Sorbenten, als Reduktionsmittel und als Substrat für Mikroorganismen dienen. Für unpolare Stoffe, zu denen die meisten Pestizide gehören, gilt in Bezug auf ihre Austauschbarkeit folgende Bindungsrangfolge an die Bodenbestandteile: Humus >> Tonminerale > Sesquioxide (KIENZ, 1993).

Die wichtigste Gruppe organischer Stoffe im Boden bilden die Huminstoffe. Hierbei unterscheidet man zwischen 3 Arten (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1984), den Fulvosäuren, den Huminsäuren und den Huminen. Hiervon besitzen die Fulvosäuren das geringste Molekulargewicht, den größten Anteil an funktionellen Gruppen und wegen ihrer guten Wasserlöslichkeit die höchste Mobilität im Boden. Sie kommen überwiegend in sauren Böden mit niedriger biologischer Aktivität vor. Dagegen verhalten sich die Humine genau entgegengesetzt. Sie haben das höchste Molekulargewicht, sind kaum wasserlöslich und daher wenig mobil. Sie finden sich verstärkt in nährstoffreichen Böden mit hoher biologischer Aktivität. Die Eigenschaften der Huminsäuren liegen etwa zwischen denen der Humine und der Fulvosäuren. **Abbildung 8** zeigt, auf welche Weise ein Huminstoffmolekül an eine Tonmineraloberfläche gebunden werden kann.

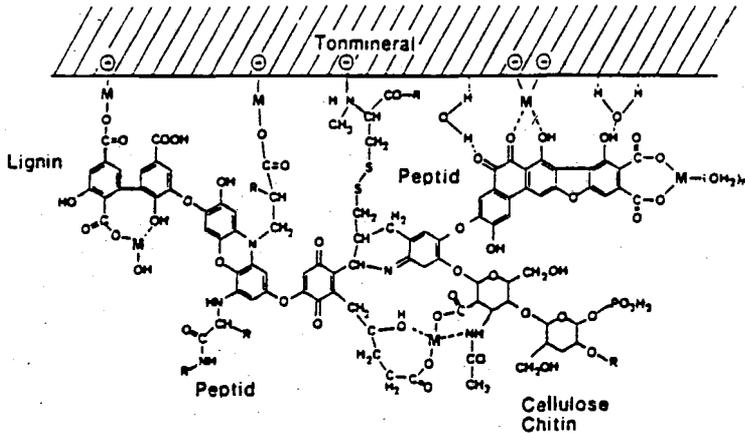


Abbildung 8: Strukturschema eines an eine Tonmineraloberfläche gebundenen Huminstoffmoleküls (M = Metallkation) (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1984)

6.2.1.1.2 Tonminerale

Bei den Tonmineralen handelt es sich im wesentlichen um meist schichtartig aufgebaute Aluminiumsilikate mit unterschiedlich hohen Wassergehalten. Für Sorptionsvorgänge sind besonders die Modifikationen mit einem hohen Wasserhaltevermögen, einer hohen Aufweitbarkeit und einem großen Adsorptionsvermögen wie Smectit oder Vermiculit von Bedeutung. Während die Schichtladung der Tonminerale pH-Wert unabhängig und somit permanent ist, reagieren deren funktionelle Gruppen mit steigendem pH-Wert wie schwache Säuren. In **Abbildung 9** ist der Aufbau einiger Tonminerale dargestellt.

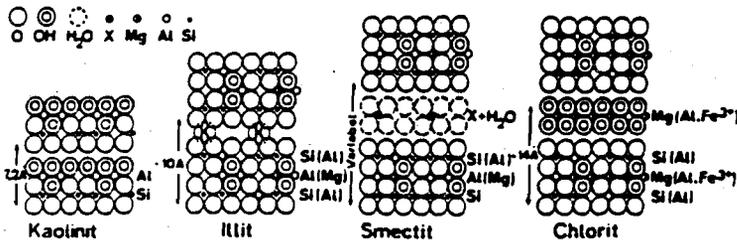


Abbildung 9: Beispiele zum Aufbau einiger Tonminerale (Kaolinit, Illit, Smectit, Chlorit) (SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1984)

6.2.1.1.3 Weitere Bodenbestandteile

In hydromorphen Böden wie Gley, Pseudogley, Niedermoor, Hochmoor, Aue und Marsch spielen neben Tonmineralen und organischen Stoffen auch Metalloxide und -hydroxide eine gewisse Rolle bei der Sorption von Stoffen. Einen weiteren Einfluß besitzen auch Elektrolyte. Sie können in höheren Konzentrationen eine Verringerung der Löslichkeit des Wirkstoffs zur Folge haben (Aussalzeffekt) und somit die Adsorption erhöhen. Demgegenüber können aber auch Stoffe durch Kationenaustausch freigesetzt werden.

6.2.1.2 Sorptionsmechanismen

Einer der wichtigsten, den Stofftransport im Boden steuernden Prozesse ist die Sorption. Hierbei unterscheidet man hauptsächlich zwischen Chemisorption und Physisorption. Die **Physisorption** umfaßt schwächere Bindungen im Bereich von 10 kJ/mol. Sie beinhaltet elektrostatische Wechselwirkungen, VAN DER WAAL'sche Kräfte und Dipol-Dipol Wechselwirkungen. Die Bindungsenergie der **Chemisorption** liegt sehr viel höher bei 50 - 200 kJ/mol. Hierbei findet man vor allem koordinative, ionische sowie Ion-Dipol Bindungen. Die Aktivierungsenergie für die Desorption liegt dabei meist höher als die

Sorptionsenergie (Hysterese), so daß diese häufig nicht aufgebracht werden kann und die Adsorption irreversibel ist.

Die Wasserstoffbrückenbindung kann keinem der beiden oben beschriebenen Sorptionsmechanismen genau zugeordnet werden. Bezüglich der Bindungsenergie mit 10 - 40 kJ/mol liegt sie ebenfalls zwischen beiden Typen.

Im übrigen können neben weiteren im Boden ablaufenden Adsorptionsprozessen, wie der Bildung von Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexen und dem Ligandenaustausch (KIENZ, 1993), Stoffe in feste Bodenbestandteile eingelagert werden (Absorption) (VON OEFEN, 1990).

Welche Adsorptionsprozesse auftreten und in welchem Umfang sie zur Ausprägung kommen, hängt von einer Reihe verschiedener Faktoren ab, z. B. von der Bodenzusammensetzung, der Art und Menge des Adsorbens, dem Boden-pH-Wert und der Bodentemperatur. Daneben spielen aber auch die chemisch-physikalischen Eigenschaften des betrachteten Wirkstoffs eine wichtige Rolle. Hier sind beispielhaft die Art und Anzahl funktioneller Gruppen, die Konfiguration und die Wasser- bzw. Lipidlöslichkeit zu nennen.

6.2.1.3 Elektrostatische Wechselwirkungen und pH-Wert-Einflüsse

Im Gegensatz zu einer durch VAN DER WAALS und kovalente Kräfte hervorgerufenen Adsorption ist eine Adsorption, bei der elektrostatische Einflüsse eine Rolle spielen, nicht spezifisch, sondern unspezifisch. Sie ist begründet in der normalerweise negativen Ladung der Bodenoberfläche. Eine Ausnahme bilden Böden mit einem hohen Anteil an Eisenoxiden; sie weisen eine positive Ladung auf. Hervorgerufen wird die negative Ladung durch Tonminerale und organische Stoffe. Hieran gebundene, bewegliche Kationen können z. B. durch Wasserstoffionen oder Kaliumionen ausgetauscht werden (Kationenaustausch). Die Austauschkapazität der besonders im Oberboden angehäuften organischen Stoffe steigt dabei deutlich, wenn die Pufferkapazität des Bodens überschritten wird und deshalb der pH-Wert ansteigt. Überhaupt ist das Wechselspiel zwischen pH-Wert und Bindung von fundamentaler Bedeutung für Adsorptionsvorgänge im Boden. Einige Beispiele hierfür sollen im folgenden dargestellt werden.

Manche Wirkstoffe können je nach pH-Wert Kationen oder Anionen bilden, welche dann mit den anorganischen Ionen um Plätze an den Sorbentien konkurrieren. Vom pH-Wert abhängig ist z. B. die (positive) Ladung der Triazine oder die (negative) Ladung der Phenoxy-carbonsäuren. Erstere werden bei einem pH-Wert unter ihrem Ladungsnullpunkt (pK_a -Wert) als Kation, letztere bei einem pH-Wert über ihrem pK_a -Wert als Anion gebunden. Bedingt durch die Größe der Wirkstoff-Moleküle kann allerdings an den Oberflächen nicht eine den anorganischen Ionen äquivalente Anzahl gebunden werden.

Permanente - also pH-Wert unabhängige - Kationen sind z. B. Deiquat und Paraquat. Weiterhin wird durch den pH-Wert bestimmt, ob die Wirkstoffe dissoziiert oder undissoziiert vorliegen. Undissoziierte Wirkstoffe werden nicht von einer Hydrathülle umgeben und dadurch, wie etwa die in einem stark sauren Boden dissoziiert vorliegenden Phenoxycarbonsäuren, stärker gebunden (BLUME, 1990; SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL, 1984). Die nachfolgende Aufstellung zeigt, wodurch die Bodenacidität hervorgerufen wird:

- a) durch CO_2 , welches allgemein bei mikrobiologischen Abbauvorgängen (Mineralisierung von organischen Stoffen) im Boden gebildet wird
- b) durch saure Niederschläge
- c) durch bestimmte Dünger, die biologisch zu Salpeter- und Schwefelsäure umgesetzt werden können und
- d) durch die Oxidation und Hydrolyse von Fe^{2+} -, Mn^{2+} - und S^{2-} -Ionen.

Daneben gibt es jahreszeitlich bedingte pH-Wert-Schwankungen im Boden: von Frühjahr bis Herbst eher sauer, im Winter eher neutral. Ebenso steigt der pH-Wert abhängig vom Salzgehalt und der biologischen Aktivität des Bodens bei Regenperioden und sinkt bei Trockenperioden.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß **negativ geladene Stoffe** von der ebenfalls negativ geladenen Bodenmatrix abgestoßen und aufgrund dessen schnell mit dem Sickerwasser transportiert werden. Unterstützt wird dies durch die gute Wasserlöslichkeit von Ionen. **Positiv geladene Stoffe** werden hingegen von der entgegengesetzt geladenen Bodenoberfläche angezogen und trotz guter Wasserlöslichkeit nur langsam in tiefere Bodenschichten verlagert.

6.2.1.4 Mathematische Beschreibung von Sorptionsvorgängen

Stoffe können irreversibel oder reversibel an der Bodenmatrix gebunden werden. Im zuletzt genannten Fall kann das entstehende Gleichgewicht durch Sorptionsisothermen beschrieben werden. Neben den Modellen von LANGMUIR, BRUNAUER, EMMETT, TELLER und GIBBS (BAILEY UND WHITE, 1970) besitzt die FREUNDLICH-Isotherme die größte Bedeutung (**Gleichung 5**).

$$X/m = K_r * C_e^{1/n} \quad (5)$$

wobei X/m = Konzentration des adsorbierten Stoffes im Boden [$\mu\text{g/g}$]
 C_e = Gleichgewichtskonzentration in der Lösung [$\mu\text{g/ml}$]
 $1/n$ = FREUNDLICH-Exponent
 K_r = FREUNDLICH-Konstante [ml/g]

Der Exponent $1/n$ ist meist < 1 . Dadurch werden Sättigungseffekte bei hohen Stoffgehalten im Bodenwasser berücksichtigt. Für die in der Sickerwasserzone normalerweise vorliegenden, sehr geringen PBSM-Konzentrationen wird dieser Exponent gleich 1 und die FREUNDLICH-Konstante gleich einem neuen Verteilungskoeffizienten, dem k_d -Wert. Daraus ergibt sich die lineare HENRY-Sorptions-Isotherme (**Gleichung 6**):

$$X/m = k_d * C_e \quad (6)$$

wobei k_d = Verteilungskoeffizient einer Substanz zwischen Boden/Sediment und Lösung [ml/g]

Die Sorption der Wirkstoffe am Boden bzw. Sediment bewirkt eine Verzögerung des Transports durch die Sickerwasserzone. Diese Verzögerung kann entweder direkt durch den Retardationsfaktor R_d (**Gleichung 7**) (KLOTZ, 1991), der die Verzögerung des Transports eines gelösten Stoffes gegenüber der Sickerwassergeschwindigkeit angibt oder indirekt durch den Verteilungskoeffizienten k_d (**Gleichung 8**) beschrieben werden.

$$R_d = \frac{v_a}{v_t} \quad (7)$$

wobei R_d = Retardationsfaktor
 v_a = mittlere Abstandsgeschwindigkeit des Wassers [cm/s]
 v_t = mittlere Transportgeschwindigkeit des Wirkstoffs [cm/s]

$$k_d = \frac{C_{\text{sorb}}}{C_{\text{gel}}} \quad (8)$$

wobei C_{sorb} = Konzentration des sorbierten Wirkstoffs [$\mu\text{g/g}$]
 C_{gel} = Konzentration des gelösten Wirkstoffs [$\mu\text{g/ml}$]
 k_d = Adsorptionskonstante [ml/g]

Daneben existiert noch ein weiterer wichtiger Koeffizient: der K_{oc} -Wert. Hierbei handelt es sich um einen auf den C_{org} des Bodens normierten k_d -Wert. Der K_{oc} -Wert ist vor allem deshalb von großer Bedeutung, weil er bei bekanntem C_{org} Rückschlüsse auf die Retardationszeit (Zeit, um die der Transport von PBSM im Boden gegenüber der Sickerwassergeschwindigkeit verzögert wird) von Substanzen im Boden zuläßt. Eine aufwendige Bestimmung des k_d -Werts entfällt dadurch. Da der C_{org} mit zunehmender Tiefe allgemein rasch abnimmt, werden Substanzen mit einer hohen Affinität zu organischen Stoffen (lipophile Substanzen) in größeren Tiefen schneller transportiert als in oberen Bodenregionen. Hydrophile Stoffe werden hingegen kaum an organische Stoffe gebunden, sondern wegen ihrer guten Wasserlöslichkeit ohne starke Retardation mit dem Sickerwasser verlagert. Als Maß für den lipophilen Charakter einer Substanz dient u. a. der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} . Aufgrund der kurzen Aufenthaltszeiten der PBSM in Bodenregionen mit einer relativ hohen mikrobiellen Aktivität, werden die PBSM bei einem schnellen Transport durch diesen Bereich nur in geringem Maße abgebaut.

Es gibt zahlreiche Versuche, Gleichungen zu entwickeln, um einen Zusammenhang zwischen den verschiedenen physikochemischen Kenndaten zu finden (VON OEPEN, 1990). All diese Bestrebungen haben zum Ziel, umweltrelevante Stoffeigenschaften in Böden vorherzusagen. Im folgenden seien nur einige, für diese Arbeit relevante Gleichungen, zusammengestellt (Tabelle 13):

Tabelle 13: Korrelationsgleichungen für die Beziehung des $\log K_{oc}$ zum $\log K_{ow}$
(VON OEPEN, 1990)

| Gleichung | n | r |
|--|----|------|
| $\log K_{oc} = 0,544 \log K_{ow} + 1,377$ | 45 | 0,86 |
| $\log K_{oc} = 0,937 \log K_{ow} - 0,006$ | 19 | 0,97 |
| $\log K_{oc} = 1,029 \log K_{ow} - 0,18$ | 13 | 0,95 |
| wobei n = Zahl der in die Regressionsanalyse einbezogenen organischen Verbindungen r = Regressionskoeffizient | | |

Daneben existieren auch Gleichungen zur Abschätzung des k_d -Werts (Gleichung 9) (SCHWARZENBACH UND GIGER, 1985) und zur Berechnung des Retardationsfaktors R_d (Gleichung 10) (MATTHEB, 1993; SCHWARZENBACH UND GIGER, 1985):

$$\log k_d = 0,72 \log K_{ow} + \log C_{org} + 0,5 \quad (9)$$

für Substanzen mit $\log K_{ow} = 2,6$ bis $4,7$ (C_{org} in g/g)

$$R_d = 1 + f(s) + k_d(s) * r_b * [(1 - n) / n] \quad (10)$$

wobei R_d = Retardationsfaktor
 $f(s)$ = Anteil der Feinfraktion < 125 μm [%]
 $k_d(s)$ = mittlerer Verteilungskoeffizient für die Feinfraktion
 r_b = Bruttodichte (Feuchtraumdichte) der Untergrundmaterialien [g/ml]
 n = Hohlraumanteil

Gleichung 10 gilt allerdings nur für Sickerwasserfließgeschwindigkeiten < 0,001 cm/s, da sonst keine Gleichgewichtseinstellung zu erwarten ist. Bei Fließgeschwindigkeiten > 0,001 cm/s können Stoffe sehr viel schneller verlagert werden als mit theoretischen Ansätzen zu beschreiben ist (SCHWARZENBACH UND GIGER, 1985). R_d - und k_d -Werte sind substanzspezifisch. Dies hat zur Folge, daß im Boden - aufgrund der unterschiedlichen Retardationszeiten der Wirkstoffe - eine Trennung der verschiedenen Stoffe wie in einer Chromatographiesäule zu beobachten ist (KLEIN UND KLEIN, 1990).

6.2.2 Chemische und biochemische Abbauvorgänge

Der Abbau von PBSM-Wirkstoffen in Böden beruht auf einer Vielzahl rein chemischer und/oder biochemischer Transformationen. Diese wiederum sind abhängig von der substanzspezifischen Rekalzitranz (Stabilität gegenüber Transformationen), welche mit zunehmender Molekülgröße, abnehmender Wasserlöslichkeit und steigendem Anteil an stabilen Substituenten und Bindungen steigt. Speziell Wirkstoffe mit mehrfach substituierten Aromaten sind relativ stabil. Gleiches gilt für Wirkstoffe mit kondensierten Phenylgruppen, besonders wenn diese Methoxyl-, Sulfon-, Nitro- oder Chlorgruppen in Meta-Stellung aufweisen. Aromatische Moleküle sind im Boden aber auch deshalb schwer abbaubar, weil sie nur unter aeroben Bedingungen von Oxygenasen gespalten werden können. Im Boden befinden sich aber auch große anaerobe Bereiche. Durch einen I-Effekt von Halogensubstituenten wird der elektrophile Angriff der Oxygenasen zusätzlich erschwert (OTTOW, 1982). Ebenso kann die Anwendung von PBSM in einem Wirkstoffcocktail zu einer Verlangsamung des Abbaus der einzelnen Wirkstoffe führen (BUNTE UND PESTEMER, 1991). Die Abbauraten korreliert mit der Biomasse des Bodens und der Bioverfügbarkeit des Wirkstoffe in der ungesättigten Zone. Die Bioverfügbarkeit nimmt mit einer steigenden Menge an im Boden adsorbiertem Wirkstoff ab (FREHSE UND ANDERSON, 1983). Der Abbau kann im allgemeinen mit folgender Funktion für eine Reaktion 1. Ordnung beschrieben werden (**Gleichung 11**) (OTTOW, 1982):

$$P = e^{-kt}$$

(11)

wobei P = Wirkstoffrückstand
 t = Zeit
 k = Abnahme der Wirkstoffkonzentration pro Zeiteinheit

Eine Kinetik 1. Ordnung gilt streng genommen nur für homogene Systeme. In heterogenen Systemen ist die Reaktionsordnung ungleich 1. Bei der Berechnung des Stoffabbaus in heterogenen Systemen unter Verwendung einer Kinetik 1. Ordnung kann ein Fehler von bis zu etwa $\pm 30\%$ entstehen (VELIKOV UND AL MOHAMMED, 1987). Auch der pH-Wert beeinflusst die Reaktionsordnung (HELLING UND GISIL, 1986). Daneben ist von Bedeutung, ob die PBSM von Mikroorganismen als einziges Substrat verwertet oder nur cometabolisch abgebaut werden können, oder ob sie abiotisch abgebaut werden (BOESTEN, 1986). Werden die Wirkstoffe metabolisiert, so ist der Abbau durch eine lag-Phase gekennzeichnet (Zeitraum, währenddessen die entsprechende Mikroorganismen-Mutante gebildet wird bzw.

die Mikroorganismen sich an das neue Substrat anpassen). Bei einem abiotischen oder cometabolischen Abbau beginnt die Verminderung der Wirkstoffgehalte sofort (**Abbildung 10**).

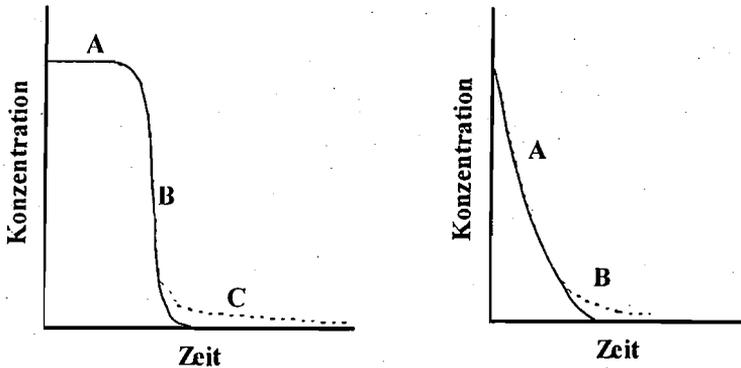


Abbildung 10: Metabolischer (links) und cometabolischer Abbau (rechts) organischer Stoffe im Boden (schematisch); links: A = lag-Phase (Adaptionsphase), B = Abbauphase, C = Phase des verlangsamtsten Abbaus; rechts: A = Abbau nicht limitiert, B = Abbau limitiert

Für die Reinigungswirkung der belebten Bodenzone im Hinblick auf Inhaltsstoffe des Sickerwassers sind in der Hauptsache Mikroorganismen verantwortlich. Daraus folgt, daß eine große Populationsdichte an geeigneten Mikroorganismen den biologischen Abbau von PBSM beschleunigt. Die Populationsdichte wiederum ist abhängig von der Temperatur im Boden, dessen Feuchtigkeit und seinem Gehalt an verwertbaren organischen Stoffen, welche den Organismen hauptsächlich als Energie- und Kohlenstoffquelle dienen. Hohe Temperaturen, eine hohe Feuchtigkeit (aber keine Wassersättigung) und ein hoher Anteil an verwertbaren organischen Stoffen steigern die mikrobielle Aktivität im Boden und die Geschwindigkeit des Abbaus (FREIHE UND ANDERSON, 1983). Stark saure Böden (MATENA, 1989) verringern ebenso wie Staunässe (Wassersättigung) die mikrobielle Aktivität. Möglicherweise können bei der Anwendung eines Wirkstoffs über einen längeren Zeitraum spezifische Mikroorganismen selektiert werden, welche den Abbau beschleunigen (KIENZ, 1993; HURLE UND WALKER, 1980).

Es ist denkbar, daß durch die Komplexbildung von PBSM mit gelösten organischen Stoffen die PBSM einen Teil ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften verlieren und so einem Abbau entzogen werden. In diesem Fall wird die Persistenz eines PBSMs erheblich gesteigert und ein Eintrag ins Grundwasser wahrscheinlicher (FRIMMEL UND HUBER, 1993).

Da die Dichte der Population von Mikroorganismen für den Stoffabbau im Boden von großer Bedeutung ist, wurden verschiedene Methoden entwickelt, diese Population zu quantifizieren. Leider führen die zahlreichen Verfahren zu unterschiedlichen Aussagen. So gibt es Methoden, bei denen nicht nur die lebenden, sondern auch die toten Mikroorganismen bestimmt werden. Oft werden auch organische, nicht organismische Stoffe mit in das Ergebnis einbezogen (z. B. Proteine).

Der abiotische Abbau eines Wirkstoffs erfolgt meist durch saure oder basische Hydrolyse. Er kann katalytisch durch Tonminerale oder Metalloxide beschleunigt werden (MATTHEB, 1993). Daneben ist noch der photochemische Abbau an der Geländeoberfläche von Bedeutung.

In **Abbildung 11** wird die Metabolitenfamilie von Atrazin schematisch dargestellt, um an diesem Beispiel die potentielle Vielfalt der Zwischenprodukte des Abbaus zu verdeutlichen.

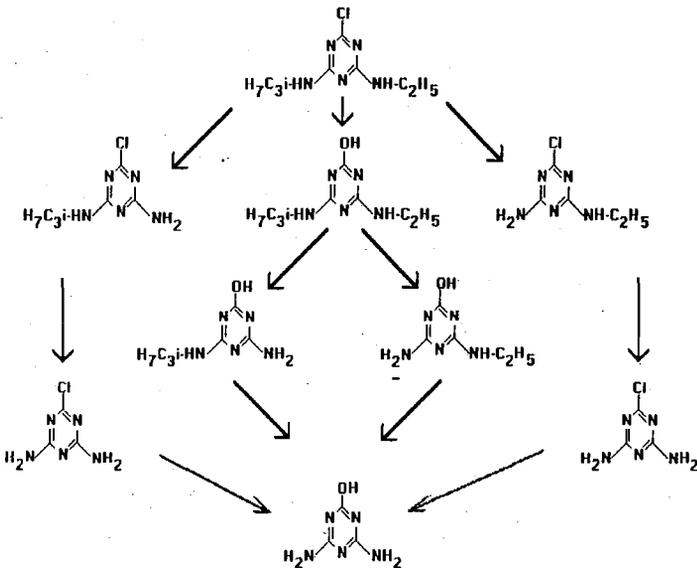


Abbildung 11: Beispiel für den möglichen Abbau eines PBSM (schematische Darstellung der Metabolitenfamilie des Atrazins) (abgewandelt nach WERNER, 1986)

Bei Abbaureaktionen, und hier besonders bei biochemischen Reaktionen, entstehen meist Metabolite und keine vollständig mineralisierten Produkte. Aber nur wenn PBSM-

Wirkstoffe zu bodeneigenen Verbindungen mineralisiert und in Ton-Humus-Komplexe des Bodens eingebaut worden sind, handelt es sich um einen ökotoxikologisch vollständigen Abbau (PESTEMER, 1993a). Die Toxizität von Metaboliten für die Umwelt ist oft unklar. Sie ist jedoch mitunter höher als die der Ausgangssubstanz (Abbildung 12). Metabolite werden aber selten im Boden bzw. Grundwasser nachgewiesen, weil sie entweder unbekannt oder nicht Ziel der Analyse sind.

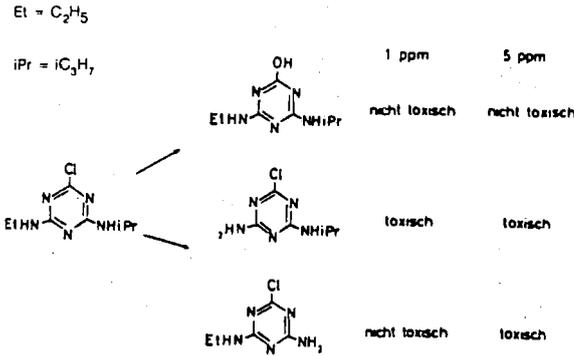


Abbildung 12: Phytotoxische und nicht phytotoxische Atrazin-Metaboliten (CAPRIEL UND HAISCH, 1983)

6.2.3 Einfluß der Bodenbearbeitung und des Klimas auf den vertikalen Stofftransport

Die Bodenbearbeitung durch die Landwirtschaft und das Klima sind ebenfalls wichtige Faktoren bei der Pflanzenschutzmittelverlagerung im Boden. Pflügen, Schälen oder Grubbern führen zu höheren Sickerwasserraten, da diese Art der Bodenbearbeitung zu aufgelockerten Böden mit einem höheren Porenvolumen führen. Daraus resultiert wiederum ein beschleunigter Stofftransport in größere Tiefen, wodurch die Stoffe teilweise oder sogar vollständig dem biologischen Abbau entzogen werden können.

Wie schon im Kap. 6.2.2 beschrieben wurde, ist der biologische Abbau der applizierten Wirkstoffe stark temperaturabhängig. Mit ansteigenden Temperaturen werden die Wirkstoffe schneller abgebaut (HERZEL, 1981). Ebenso nimmt die normalerweise endotherme Desorption von Wirkstoffen im Boden bei hohen Temperaturen zu. Einerseits

wird also bei hohen Temperaturen mehr Wirkstoff abgebaut, andererseits wird dieser aber auch potentiell schneller in die Tiefe verlagert. Daneben wirkt sich die Temperatur auch auf die Löslichkeit und den Dampfdruck der PBSM aus (BAILEY UND WHITE, 1970). Eine Applikation von PBSM in einer wärmeren Jahreszeit wie im Frühjahr und Sommer ist also hinsichtlich der Abbaugeschwindigkeit günstiger als etwa im Herbst oder Winter. Auch ein anderer Faktor ist hierbei von Bedeutung: In Perioden mit starken Niederschlägen und der dann zu beobachtenden verstärkten Grundwasserneubildung werden Stoffe mit dem Sickerwasser rascher verlagert. Dies liegt darin begründet, daß, bedingt durch die Niederschläge, die Feldkapazität des Bodens bis hin zur Sättigung überschritten und die vertikale Wasserbewegung durch ständig nachsickerndes Wasser forciert wird. Als Folge dessen werden PBSM in sehr feuchten Böden schneller als in durchschnittlich feuchten Böden von der Geländeoberfläche in tiefere Boden- und Sedimentschichten transportiert. Da hier Abbauvorgänge aufgrund der zu geringen mikrobiellen Aktivität kaum noch eine Rolle spielen und wegen der petrographischen und chemischen Voraussetzungen auch nur eine geringe Retardation der PBSM zu erwarten ist, besteht eine erhöhte Gefahr, daß PBSM ins Grundwasser gelangen. Einen ähnlichen Effekt können Bewässerungsmaßnahmen haben.

Ein weiteres Problem können Dauerkulturen darstellen, wenn hier zwischen zwei Pflanzenschutzmittelanwendungen weniger als 50 % des Wirkstoffs abgebaut werden und so die Gefahr einer Akkumulation von Wirkstoffen im Boden besteht. Dies wiederum erhöht die Wahrscheinlichkeit eines Eintrags der Wirkstoffe in das Grundwasser beträchtlich. Bislang konnten jedoch zu diesem Problem noch keine Untersuchungen mit einem eindeutigen Ergebnis durchgeführt werden (MATENA, 1989; PESTEMER, 1985).

Untersuchungen für das Herbizid Avadex BW (Wirkstoff Triallat) zeigten, daß sich bei einer Bodenapplikation innerhalb weniger Stunden 20 % des Wirkstoffes ohne Einarbeitung in den Boden und 3 - 5 % mit Einarbeitung verflüchtigten. Eine Applikation auf die Blattoberflächen, wie sie in der Praxis üblicherweise nicht durchgeführt wird, führte unter "worst-case"-Laborbedingungen bei demselben Herbizid bei 30 °C zu einer vollständigen Verflüchtigung (PESTEMER, 1993a). Diese Volatilisierung der Wirkstoffe hängt von deren Dampfdruck, dem Stofftransport durch Diffusion und Kapillarverdunstung an der Verdunstungsfläche, der Luftbewegung und der Temperatur ab.

6.2.4 Einfluß von Makroporen und preferential flow

Im folgenden soll beschrieben werden, welche Rolle größere kontinuierliche Öffnungen im Bodengefüge (z. B. Makroporen; Inhomogenitäten) für den Sickerwasserfluß spielen und welche Faktoren allgemein für eine schnellere Verlagerung von Wasser und darin gelöster Stoffe verantwortlich sein können, als es mit den **Gleichungen 2 und 3** (gelten nur für homogene Systeme) zu beschreiben ist. Der bevorzugte Fluß, der in der Literatur auch als **preferential flow** bezeichnet wird, ist im Hinblick auf eine Simulation von Stoffverlagerungen in der Sickerwasserzone von besonderer Bedeutung, da bisher keine Modelle existieren, die diesen Effekt in die Berechnungen mit einbeziehen können. Die Modelle können bislang nur für homogene Systeme korrekte Simulationen durchführen.

Eine einheitliche Definition des Begriffs Makroporen gibt es nicht. Je nach Autor schwankt der für solche Poren angegebene Durchmesser zwischen 30 und 10000 µm. Allgemein läßt sich aber sagen, daß Makroporen, wie auch bevorzugte Fließwege und Makrokanäle Bereiche sind, in denen der Geschwindigkeitsgradient des Wassers deutlich höher als in der sie umgebenden Bodenmatrix ist. RADULOVICH ET AL. (1989) definieren Makroporen als jene Poren, die entwässert werden, wenn der Boden seine Feldkapazität überschritten hat. In diesem Fall würde Wasser aus der Bodenmatrix in die Makroporen aussickern. Bezogen auf den Sickerwasserfluß befinden sich Makroporen und Bodenmatrix also nicht in einem Gleichgewicht. Welche Arten von Makroporen gibt es nun? Grundsätzlich unterscheidet man hier zwischen vier Entstehungstypen:

1. Makroporen infolge der Bodenfauna:

Hierunter versteht man vor allem Gänge von Regenwürmern, Maulwürfen, Ratten und Mäusen. Auch Ameisen produzieren möglicherweise Makroporen. Gewöhnlich haben auf diese Weise entstandene Makroporen einen Durchmesser von etwa 1 bis 50 mm und reichen bis in eine Tiefe von bis zu etwa 1 m. Es gibt aber auch Autoren, die Makroporen bis in eine Tiefe von 10 m nachgewiesen haben (WILLIAMS UND ALLMAN, 1969), allerdings keine Angaben über deren möglichen Ursprung machen.

2. Makroporen im Zusammenhang mit Pflanzenwurzeln:

Gewöhnlich entstehen diese, nachdem Pflanzenwurzeln durch Abbauprozesse verschwunden sind und Hohlräume hinterlassen haben. Es gibt aber auch die Möglichkeit, daß das Xylem von Baumwurzeln schneller abgebaut wird als die Rinde und so ein ausgekleideter Kanal entsteht. Solche Makroporen können bis zu 35 % eines Waldbodens ausmachen (BEVEN UND GERMANN, 1982).

3. Makroporen durch Risse und Spalten:

Diese Makroporen werden hauptsächlich durch Trocknung von stärker tonhaltigen Böden, aber auch durch Frost gebildet. Daneben kann auch die Bodenbearbeitung eine Rolle spielen. Makroporen, die durch Risse und Spalten gebildet werden, sind besonders bei schweren Böden von Bedeutung. Bei leichten, sandigen Böden, wie sie z. B. im Bereich Gatzweiler vorkommen, spielen sie dagegen nur eine geringe Rolle.

4. Makroporen infolge natürlicher Bodenleitungen:

Natürliche Bodenleitungen entstehen durch Erosion und sind meist im Gebirge oder in sehr gut wasserleitenden Böden von Bedeutung.

Natürlich werden Makroporen auch zerstört, z. B. durch Bodenbearbeitung und Verdichtung des Bodens mit schweren Maschinen. Damit ein Wasserfluß in Makroporen stattfinden kann, müssen verschiedene Voraussetzungen erfüllt sein. Die Matrix um die Makropore muß feucht bzw. gesättigt sein, um einen Fluß in Richtung Matrix zu vermeiden. Ebenso müssen alle Wasserspeicher im Boden gefüllt sein. Findet ein Niederschlagsereignis statt, verteilt sich das Wasser gleichmäßig im Oberboden und versickert. Wenn nun die Speicherkapazität der Mikroporen überschritten wird oder deren hydraulische Leitfähigkeit kleiner als in den Makroporen ist, setzt der Fluß in den Makroporen ein (BEVEN UND GERMANN, 1982). Besonders in schweren Lehmböden kann ein beträchtlicher Teil des auf den Boden auftreffenden Wassers durch Risse und Spalten schnell in den Unterboden transportiert werden. Auch die Abstoßung negativ geladener Kolloidteilchen durch eine gleich geladene Bodenmatrix führt zu einer Wasserverlagerung in Makroporen (MATTHEB, 1990). Wasser, und mit ihm darin gelöste Stoffe, wird auf diese Weise schnell in beträchtliche Tiefen transportiert. Dieser Fluß kann bis zu 80 % des gesamten Sickerwassertransports ausmachen (WILLIAMS UND ALLMAN, 1969). Dabei findet aber, besonders über wasserundurchlässigen Schichten, neben dem vertikalen auch ein lateraler Fluß statt.

Weitere Untersuchungen zum preferential flow ergaben, daß der Transport von hydrophoben organischen Verbindungen durch Sorption an bevorzugt verlagerte Makromoleküle forciert wird (BENGTSSON ET AL., 1987). Auf diese Weise können unter anderem bei starken Infiltrationsperioden wie der Schneeschmelze, an Huminstoffe gebundene, kolloidale Kontaminationen ins Grundwasser gelangen (MCCARTHY UND ZACHARA, 1989). Die für die Verlagerung von Pestiziden ins Grundwasser verantwortlichen Verteilungsgleichgewichte wurden bisher immer nur auf zwei Phasen bezogen, eine feste (Boden) und eine flüssige (Wasser) Phase. Aufgrund der eben beschriebenen Vorgänge muß man richtigerweise von Dreiphasen- (Boden, Kolloide und Wasser) oder Multiphasensystemen ausgehen. Daneben kann die Schadstoffvorbelastung eines Bodens eine schnellere Erschöpfung der Rückhaltekapazität und dadurch einen schnelleren Durchbruch der PBSM zur Folge haben

(LEUCHS ET AL., 1990). Eine hohe Elektrolytkonzentration in der Bodenlösung kann zu einer Erhöhung des k_r -Werts in der Größenordnung einiger Zehnerpotenzen führen und dadurch ebenfalls den Stofftransport beschleunigen (NIELSEN ET AL., 1986). Auch aus diesem Grund ist der Einsatz von Mineraldüngern auf einem Acker von Bedeutung, besonders weil der sich durch die Düngung ändernde pH-Wert des Bodens eine Änderung des Durchlässigkeitsbeiwerts (k_r) zur Folge hat (NIELSEN ET AL., 1986).

Für einen weiteren Effekt sind Kapillarsperren verantwortlich, welche an der Grenze zwischen einer grob- und einer feinkörnigen Schicht entstehen. Durch Kapillarkräfte wird Sickerwasser hier bis zu einem Grenzdruck aufgehalten oder lateral umgelenkt. In einer Senke, gewöhnlich dem nächsten Vorfluter, wird dieser Grenzdruck überschritten und das Wasser versickert örtlich begrenzt. Auf diese Weise entsteht auch ein bevorzugter Fluß, welcher die Sickerwasserbewegung zwar nicht unbedingt beschleunigt (MATTHEB, 1993), aber dennoch für das lokal begrenzte Auftreten von starken Grundwasserkontaminationen verantwortlich sein könnte.

6.2.5 Zusammenfassung

In den vorstehenden Kapiteln wurden zahlreiche Faktoren und Vorgänge beschrieben, die den Transport von PBSM durch die Sickerwasserzone bestimmen. Dabei ist es speziell für die Wasserwirtschaft von großer Bedeutung, ob dieser Transport zu einer Kontamination des Grundwassers führen kann. Besonders gefährdet sind angesichts der diskutierten Aspekte Grundwasservorkommen in Regionen, die sich durch einen geringen Grundwasserflurabstand, sorptionsschwache Böden und/oder eine intensive landwirtschaftliche Nutzung auszeichnen. Schwere Böden mit einem hohen Anteil an Ton und organischen Stoffen sind dabei weniger problematisch als leichte Sandböden. Bei schweren Böden kann allerdings der Makroporenfluß (preferential flow) eine bedeutende Rolle einnehmen, da Makroporen hier im Gegensatz zu leichten Böden sehr ausgeprägt und stabil sein können.

Weiterhin wird der Eintrag von PBSM in das Grundwasser durch starke Niederschläge, eine niedrige Feldkapazität des Bodens und eine geringe mikrobielle Aktivität im Boden gefördert. Auch länger andauernde Schwarzbrachen, Monokulturen und die häufige Anwendung des gleichen Wirkstoffs verstärken die Gefahr eines Eintrags von PBSM in das Grundwasser (PESTEMER, 1993a).

7 EINGESETZTE SIMULATIONSMODELLE

7.1 HYDROSTAT

Bevor mit der Simulation des Stofftransports begonnen wurde, sollte zunächst der konvektive Wasserfluß in der ungesättigten Bodenzone im Bereich des Wasserwerks Gatzweiler anhand eines repräsentativen Bodenprofils berechnet werden. Die Berechnung erfolgte mittels eines bei den STADTWERKEN MÖNCHENGLADBACH GMBH vorhandenen Sickerwassermodells (HYDROSTAT), das den Verhältnissen im Einzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler angepaßt wurde und die Ausgabe von Zeit-Tiefen-Kurven ermöglicht. Die Kenntnis der Bodenphysik ist für den Rechenablauf des Simulationsmodells HYDROSTAT unerlässlich. Sie wurden von HORN (1984) für den Standort des Sickerwassermeßschachts am Wasserwerk Gatzweiler ermittelt. Weiterhin wurden für unterschiedliche Schichten die Wasserspannungs-/Wassergehalts- (ψ/θ) sowie die Spannungs-/Wasserleitfähigkeits-Beziehungen (ψ/k_f) bestimmt. Die für den Einsatz des Wasserhaushaltsmodells HYDROSTAT nötigen Eingabedaten stammen aus der HYDROLOGISCHEN STATION MÖNCHENGLADBACH-RHEINDAHLEN (Kap. 2.3). Anhand der dort vorhandenen Lysimeteranlage können direkt die Wasserbilanzgrößen Niederschlag, Verdunstung und Aussickerung ermittelt werden. Zugleich werden mit der Wetterstation alle verdunstungswirksamen Klimaelemente kontinuierlich erfaßt (HELLEKES, 1985). Neben HELLEKES beschäftigen sich auch WINTERKAMP (1990) sowie SCHUMACHER UND WELLENS (1993) auf der Basis der Meßreihen der HYDROLOGISCHEN STATION mit dem Bodenwasserhaushalt in Mönchengladbach-Rheindahlen.

Der Aufbau der Bodenschichten in der ungesättigten Zone wurde in Kap. 2.4 beschrieben.

7.1.1 Grundlagen

Das Simulationsmodell HYDROSTAT dient der quantitativen Analyse von Wasserflüssen in der wasserungesättigten Bodenzone und der modellhaften Darstellung des Bodenwasserhaushalts. Von KRÄMER (in HELLEKES, 1985) wurde ein explizites „Finite Differenzverfahren“ mit Anpassung an die am Untersuchungsstandort vorherrschenden Rahmenbedingungen entwickelt.

Das Modell HYDROSTAT ist eine vereinfachte Variante eines systembeschreibenden Modells (Konzeptionsmodell) mit physikalisch begründeten Parametern, d. h., es beruht auf physikalischen Grundgesetzen der Energie- und Massenerhaltung (BAEHRING, 1991). Physikalische Grundlage für die Wasserbewegung sowohl in der gesättigten als auch in der ungesättigten Bodenzone ist das DARCY-Gesetz (Gleichung 11):

$$q = K * \frac{\delta\psi H}{\delta z}$$

(11)

| | | |
|---------------------------------|---|---|
| wobei q | = | Wasserfluß (m/s) |
| K | = | Wasserdurchlässigkeit (m/s) mit: k_r - im wassergesättigten Boden k_{fu} - im wasserungesättigten Boden |
| $\frac{\delta\psi H}{\delta z}$ | = | vertikaler Gradient des hydraulischen Potentials |

Eine weitere Grundvoraussetzung ist die **Kontinuitätsgleichung (12)**, die den Zusammenhang zwischen Wasserfluß und Wasserspeicherung beschreibt.

$$\frac{\delta\Theta}{\delta t} = - \frac{\delta q}{\delta z}$$

(12)

wobei $\delta\Theta$ = Änderung des Bodenwassergehalts

Sie besagt, daß die zeitliche Änderung des Wassergehaltes in einem Kontrollvolumen (Kompartiment) im Einklang mit der pro Zeiteinheit dieses Kontrollvolumens verlassenden bzw. einfließenden Wassermenge steht.

Aus der Verknüpfung der DARCY- und der Kontinuitätsgleichung ergibt sich eine partielle Differentialgleichung 2. Ordnung zur Beschreibung der vertikalen Bodenwasserbewegung. Diese wird um einen Senkenterm ergänzt, um bei vegetationsbedeckten Böden dem Feuchteentzug durch Transpiration Rechnung zu tragen (HELLEKES, 1985). Die wesentliche Modellannahme ist die Vorstellung, daß der vertikale Wassertransport in der wasserungesättigten Zone nach dem Verdrängungsprinzip stattfindet, d. h., es handelt sich um einen konvektiven Transport, bei dem der gesamte (nutzbare) Porenraum ohne Diffusion und Dispersion durchströmt wird.

Um den Bodenwasserhaushalt der ungesättigten Bodenzone mathematisch genau erfassen zu können, müssen die oberen und unteren Randbedingungen definiert sein. Der obere Systemrand wird unter Vernachlässigung einer Bodenverdunstung durch die Niederschlagshöhe charakterisiert, während die untere Randbedingung durch Wassersättigung beschrieben, d. h. durch die Grundwasseroberfläche dargestellt wird.

7.1.2 Modifikationen

Während HELLEKES (1985) im Rahmen seiner Untersuchung auf ein speziell den Verhältnissen am Standort der HYDROLOGISCHEN STATION Mönchengladbach-Rheindahlen angepaßtes Programm zurückgreifen konnte, mußten für die vorliegende Untersuchung zur Analyse des Bodenwasserhaushaltes am Standort des Wasserwerks Gatzweiler Veränderungen im Programm HYDROSTAT vorgenommen werden.

HELLEKES simulierte (1985) den Bodenwasserhaushalt für die Lysimeterbehälter und verschiedene Bodenprofile, ohne jedoch die Variation des Grundwasserstandes berücksichtigen zu müssen. Die Unterkante der Lysimeterbehälter (Flachprofile) wurde mit der Grundwasseroberfläche gleichgesetzt bzw. es wurde Wassersättigung ($pF=0$) angenommen. Daher war die Anzahl der Kompartimente immer konstant. Die Steuerdateien unterschieden sich nur in den bodenhydraulischen Kennwerten. Um für den Standort Gatzweiler möglichst realistische Verhältnisse modellieren zu können, wurde das Programm dahingehend modifiziert, daß mit variierenden Flurabständen (wechselnde Bezugshöhe in den Steuerdateien und unterschiedliche Anzahl der Kompartimente) gerechnet und die Grundwasseroberfläche bei der Berechnung der Zeit-Tiefen-Kurven berücksichtigt und dargestellt wurde.

7.1.3 Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts und ihr Einfluß auf die Modellierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone

Zum einen wird die Einflußnahme der Eingabeparameter untereinander und zum anderen ihre Bedeutung für den Bodenwasserhaushalt erläutert. Man unterscheidet die Gruppen Klima, Boden, Pflanze und Grundwasser, die unterschiedlich stark das Wasserhaushaltsmodell HYDROSTAT beeinflussen. Letzten Endes werden diese vier Einflußgruppen in der Saugspannung wiedergegeben und somit als Ursache für bestimmte Feuchteverhältnisse im Boden angesehen.

Die Saugspannung ist in erster Linie eine Funktion von Niederschlags- und Verdunstungshöhe, aber in ihr werden auch der Bodenaufbau (Bodenphysik) und die Grundwasseramplitude repräsentiert.

Für den Bodenwasserhaushalt und damit für die Grundwasserneubildung sind Niederschlag und Verdunstung die Hauptfaktoren, während die Wasserentnahme durch die Pflanzen sowie die bodenhydraulischen Kennwerte nur eine untergeordnete Rolle spielen (HELLEKES, 1985). Daher fließen in der vorliegenden Untersuchung die Wurzelaktivität sowie die Bodenphysik als Konstanten in die Steuerdateien ein. Allerdings haben die physikalischen Eigenschaften des Bodens einen Einfluß auf die Höhe der Evapotranspiration

(SPONAGEL, 1980) und damit wiederum auf die Saugspannung. Die Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushaltes an einem Standort sind in **Abbildung 13** dargestellt.

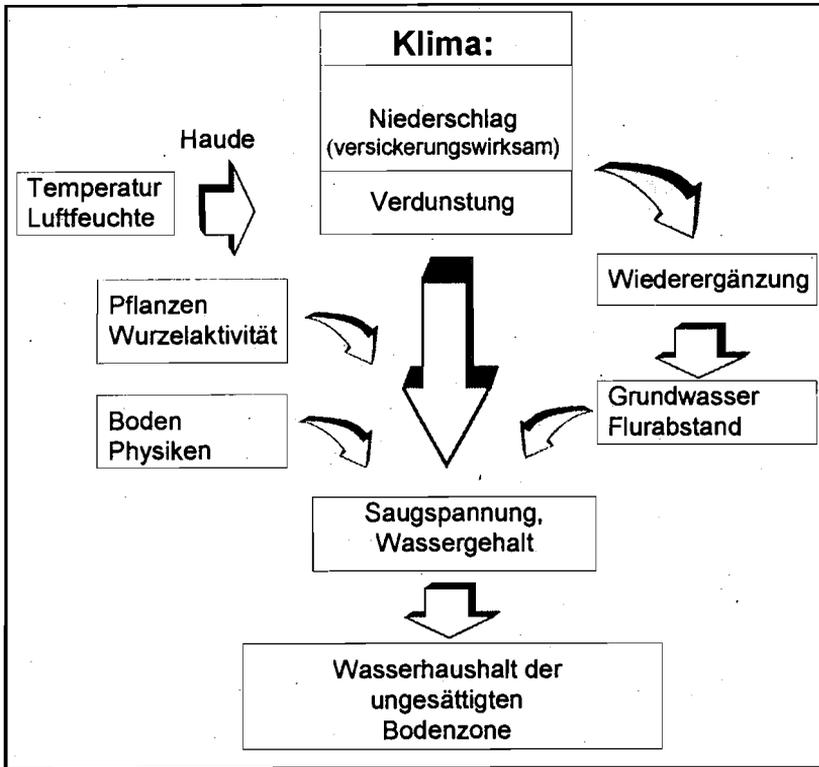


Abbildung 13: Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts an einem Standort

Bei der Verwendung der Klimadaten ist folgendes zu beachten:

- (1) Für Wasserbilanzierungen in der wasserungesättigten Bodenzone ist - wenn möglich - immer vom versickerungswirksamen Anteil des Niederschlags auszugehen, der über die wägbaren Lysimeter in Mönchengladbach-Rheindahlen ermittelt wird.
- (2) Die Verdunstung kann entweder direkt über die Lysimeter oder - wie in dieser Untersuchung - nach HAUDE ermittelt werden. In beiden Fällen wird man allerdings unabhängig von Flächennutzung, Fruchtfolge und Ertrag Werte in das Bodenwasserhaushaltsmodell übernehmen. Die nach HAUDE berechnete Verdunstungshöhe kann als gute Näherung an die aktuelle Verdunstung von Gras auf Lössboden angesehen werden, wobei die gemessene Verdunstung der wägbaren Lysimeter im langjährigen

Mittel jedoch um 15 % höher liegt (SCHUMACHER UND WELLENS, 1993). In der vorliegenden Untersuchung wird daher nicht nur mit der Evapotranspiration nach HAUDE gerechnet - entspricht in etwa den Verhältnissen von Brach- und Grünland -, sondern die Verdunstungshöhe wird in zwei Simulationsläufen um 10 bzw. 20 % (monatlich) gesteigert, um andere verdunstungsintensivere Fruchtfolgen und den Einfluß auf den Bodenwasserhaushalt darstellen zu können.

SPONAGEL (1980) hat in einer Untersuchung zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen Monatsfaktoren ermittelt, die es erlauben, zusammen mit der Evapotranspiration von HAUDE die reale Evapotranspiration zu berechnen. Ein wichtiges Untersuchungsergebnis ist dabei die Erkenntnis, daß bei ausreichendem Wasserangebot während der Hauptvegetationszeit alle Fruchtarten in bestimmten Perioden Evapotranspirationsraten aufweisen, welche die Evapotranspiration nach HAUDE bis zu 60 % überschreiten können.

In **Tabelle 14** ist die relative monatliche Abweichung auf Basis des von SPONAGEL (1980) ermittelten Verdunstungsfaktors für bestimmte Fruchtfolgen vom Verdunstungsfaktor für Brach- und Grünland und die mittlere jährliche Abweichung angegeben. Negative Werte besagen, daß in den entsprechenden Monaten der Verdunstungsfaktor von Brach- und Grünland über dem der angegebenen Fruchtfolgen liegt.

Tabelle 14: Relative Abweichung in % des Verdunstungsfaktors verschiedener Fruchtfolgen von Brach- und Grünland (in Anlehnung an SPONAGEL, 1980)

| Monate | | | | | | | | [1] | Fruchtfolgen |
|--|-------|------|------|------|------|----------------|------|---|--------------|
| Apr | Mai | Jun | Jul | Aug | Sep | Okt. - März | | | |
| 37,9 | 75,8 | 89,2 | 80,7 | ±0 | ±0 | ±0 | 23,6 | Winter-/Sommergerste - Roggen - Ackerbohnen | |
| 20,7 | 55,2 | 85,7 | 92,3 | 40,0 | ±0 | ±0 | 24,5 | Winterweizen - Hafer | |
| 31,0 | -6,9 | 42,8 | 92,3 | 80,0 | 52,2 | ±0 | 19,0 | Zuckerrüben - Gemüse - Kartoffeln | |
| -31,0 | -13,8 | 17,8 | 61,5 | 52,0 | 52,2 | ±0 | 17,2 | Mais | |
| Erklärung: [1] mittlere jährliche Abweichung | | | | | | | | | |

Über die Flächenanteile der im Einzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler angebauten Kulturpflanzen (Kap. 2.2) und unter Berücksichtigung der in **Tabelle 14** aufgeführten mittleren jährlichen Abweichung des Verdunstungsfaktors bestimmter Fruchtfolgen von Brach- und Grünland läßt sich für das Untersuchungsgebiet Gatzweiler näherungsweise die mittlere jährliche Abweichung des Faktors auf 18,4 % abschätzen. D. h., daß die mit dem

Programm „HAUDE2“ berechnete Evapotranspiration (Brach-, Grünland) um ca. 18 % korrigiert werden sollte, um in Abhängigkeit von der Nutzung die realen Verdunstungsraten zu ermitteln. Durch eine Erhöhung der Verdunstungsraten auf 10 bzw. 20 % in zwei weiteren Simulationsläufen wird der landwirtschaftlichen Nutzung und ihrem Einfluß auf die Evapotranspiration über das Jahresmittel Rechnung getragen.

7.2 Pesticide leaching Model (PELMO)

7.2.1 Einleitung

Die Vorhersage des Verbleibs von Umweltchemikalien in Böden stellt ein wichtiges Problem bei deren Zulassung und Beurteilung dar. Aus diesem Grunde wurde vom Umweltbundesamt ein eigenes Projekt zur Entwicklung eines für diesen Zweck geeigneten Simulationsprogramms begonnen. Die Arbeiten hierfür wurden vom FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR UMWELTCHEMIE UND ÖKOTOXIKOLOGIE (IUCT) in Schmallenberg durchgeführt. Sie mündeten in einer erheblich erweiterten Version des von der amerikanischen Umweltbehörde EPA entwickelten PRZM (Pesticide Zone Root Model). Bei den Änderungen handelt es sich insbesondere um den Einbau verschiedener, für die Bundesrepublik Deutschland typischer Boden- und Klimaszenarien und die Programmierung einer menügesteuerten Benutzeroberfläche zur Verwaltung der zahlreichen, für eine Simulation notwendigen Eingabeparameter. Daneben wurden Utilityprogramme zur Interpretation der Ergebnisse in das Programm integriert. Auf diese Weise gelang es, mit den in Behörden vorhandenen Grunddatensätzen für Chemikalien, ein möglichst genaues Simulationsergebnis zu erhalten. Aufgrund der oben beschriebenen Änderungen gegenüber PRZM bekam dieses Modell einen neuen Namen: Pesticide Leaching Model (PELMO).

7.2.2 PELMO Version 1.5

Im Rahmen dieses Projekts sollen nur die wesentlichen Prinzipien und Eingabeparameter für PELMO kurz vorgestellt und einige wichtige, im Modell angewandte mathematische Beziehungen erläutert werden. Eine genauere Beschreibung des Programms und der mathematischen Grundlagen, die den Modellrechnungen zugrundeliegen, sowie der Anwendungen findet sich im Benutzerhandbuch (KLEIN, 1993a).

Das Programm PELMO arbeitet wie andere Simulationsprogramme mit einer Kombination diverser mathematischer Ansätze (Formeln) zur vereinfachenden Beschreibung der in der Natur vorkommenden Prozesse, die für den Transport und den Abbau von PBSM im Untergrund verantwortlich sind. Dabei sind in der neuen Version dieses Programms alle wesentlichen physikalischen und chemischen Vorgänge berücksichtigt worden. Daraus

resultiert ein komplexes Modell mit sehr hohem Rechenaufwand. Es entsteht damit aber auch die Möglichkeit, eine Vielzahl an experimentell ermittelten Parametern einzugeben, um die Berechnungen so spezifisch wie möglich zu machen. Stehen keine experimentell ermittelten Werte zur Verfügung, kann das Programm oft auch mit internen, sogenannten DEFAULT-Werten (Mittelwerte aus der Literatur) gestartet werden. Diese fest im Programm installierten Daten umfassen eine Reihe von Wirkstoffdaten sowie standardisierte Boden- und Klimaszenarien.

Als Ergebnis der Simulationsrechnung wird zunächst ein Konzentrations-Zeit-Diagramm ausgegeben, auf welchem der Eintrag von PBSM in den Unterboden bzw. in das Grundwasser dargestellt ist. Daneben können auch der Eintrag der Chemikalie in den Untergrund (Zone unterhalb des Simulationsbereichs) in g/ha, die Grundwasserneubildung in l/m² und die Konzentration des Stoffes im neugebildeten Grundwasser in µg/l als Tabelle ausgegeben werden. Weiterhin ist die Darstellung der Ergebnisse als Konzentrations-Tiefen-Zeit-Diagramm möglich.

In Tabelle 15 sind die wichtigsten in PELMO berücksichtigten Prozesse und Faktoren im Überblick dargestellt.

Tabelle 15: Überblick über die wichtigsten in PELMO berücksichtigten Prozesse und Faktoren:

| Prozesse | Beschreibung |
|---------------------|---|
| - Stofftransport | Simulation eines konvektiven, dispersiven Transports |
| - Wassertransport | Modellierung über Kaskadenmodell (Transport <u>nur</u> nach unten) |
| - Stoffabbau | Abbau 1. Ordnung (Halbwertszeiten) |
| - Sorption | Beschreibung über variable k_d -Werte (FREUNDLICH-Isotherme) |
| Parameter | Beispiele |
| - Stoffdaten | Löslichkeit, Dampfdruck, Halbwertszeit, Applikationscharakteristik |
| - Bodendaten | Bodentyp, -struktur (u. a. Dichte), Bodenzusammensetzung, Schichtung, Feldkapazität |
| - Applikationsdaten | Art, Menge, Zeitpunkt, Tiefe, Wiederholungen |
| - Klimadaten | Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Evapotranspiration |
| - Rahmenparameter | Anbau- und Erntedaten, Fruchtfolge, Pflanzenwachstum |

Wegen der großen Relevanz für das Simulationsergebnis soll im folgenden die mathematische Beschreibung der Sorption etwas näher ausgeführt werden. Wie der Tabelle 15 zu entnehmen ist, wird die Sorption in PELMO über den k_d -Wert beschrieben (Gleichung 13):

$$k_d = \frac{C_{\text{sorb}}}{C_{\text{gel}}} \quad (13)$$

wobei: C_{sorb} = Konzentration des am Boden sorbierten Wirkstoffs [$\mu\text{g/g}$]
 C_{gel} = Konzentration des im Wasser gelösten Wirkstoffs [$\mu\text{g/ml}$]
 k_d = Adsorptionskonstante [ml/g]

Diese Gleichgewichts- oder Verteilungskonstante zwischen Fest- und Flüssigphase ist abhängig von der Zusammensetzung des Bodens und von der Konzentration der darin enthaltenen Wirkstoffe. Bei der Bodenzusammensetzung spielen insbesondere die adsorptiv wirksamen organischen Stoffe und Tonminerale eine Rolle. Die Konzentrationsabhängigkeit der Konstante kann beispielsweise mit der FREUNDLICH-Isotherme (Gleichung 14) beschrieben werden.

$$k_d = k_r * C_{\text{gel}}^{(1/n)-1} \quad (14)$$

wobei k_r = Sorptionskonstante [ml/g]
 $1/n$ = FREUNDLICH-Exponent (meist < 1)

Für die Gleichgewichtsberechnung nimmt PELMO jeweils Bodenschichten einer vom Benutzer über die Gesamtzahl an Schichten zu definierenden Dicke als homogen an. In einer solchen Bodenschicht stellt sich genau eine Gleichgewichtskonzentration des Wirkstoffs zwischen Fest- und Flüssigphase ein. Nach KLEIN (1993b) beträgt die optimale Schichtdicke etwa 1 bis 2 cm, so daß im Fall Gatzweiler, bei dem eine Verlagerungsstrecke von 5 m zu simulieren ist, mindestens 250 homogene Bodenschichten bei der Rechnung berücksichtigt werden müßten. Vom Programm her ist aber nur eine maximale Anzahl von 60 Schichten festzulegen, was sich aus der Abstimmung des Programms auf Simulationen im „üblichen“ Bodenbereich bis 1,2 m Teufe (entsprechend $60 * 2$ cm) ergibt. Daher können die Rechnungen im vorliegenden Fall nicht in einem Schritt von der Geländeoberfläche bis zur Grundwasseroberfläche durchgeführt werden, wenn der Grundwasserflurabstand $\gg 1,2$ m ist. Es muß eine Aufteilung in mehrere Teilstrecken erfolgen, indem die jeweils aus einem

Simulationsbereich aussickernden PBSM-Mengen in korrekter zeitlicher Abfolge auf die Anfangsteufe der nächsten Teilstrecke appliziert werden (zur Richtigkeit dieser Technik s. Kap. 11.3.1.1).

Ein Problem bei der Anwendbarkeit der **Gleichung 14** ergibt sich aus ihrer empirischen Entwicklung. So berechnet ein PC auch aus kleinsten Konzentrationsbereichen Verteilungskonstanten; diese werden allerdings unendlich groß und damit unrealistisch. Aus diesem Grunde muß in PELMO entweder ein eigener unterer Grenzwert festgelegt werden oder er wird automatisch auf $0,01 \mu\text{g/l}$ gesetzt. Soll die FREUNDLICH-Beziehung überhaupt nicht benutzt werden, kann der Exponent $1/n$ gleich 1 gesetzt werden. Ansonsten dient er zur Berücksichtigung von Sättigungseffekten der Sorption bei hohen Stoffkonzentrationen im Bodenwasser.

Bei der aktuellen PELMO-Version 1.5 ist ein zusätzlicher Parameter eingefügt worden, über den auch die „Alterung“, d. h. die Zunahme der Adsorption eines Wirkstoffes mit der Zeit, berücksichtigt werden kann. Je länger ein Stoff an der festen Matrix sorbiert ist, desto fester werden die Bindungen. Teilweise werden sogar echte kovalente Bindungen geknüpft, was zu „nicht extrahierbaren Rückständen“ führt.

7.3 VARLEACH

7.3.1 Einleitung

Mit dem Simulationsmodell VARLEACH von WALKER (1987) wurde ein weiteres Computerprogramm zur Simulation der Verlagerung von PBSM in der ungesättigten Zone von Aquiferen eingesetzt. Das Modell VARLEACH stellt eine Weiterentwicklung des Modells CALF (NICHOLLS ET AL., 1982) dar und wird auch im Beratungssystem HERBASYS (GOTTESBÜREN ET AL., 1992) der BIOLOGISCHEN BUNDESANSTALT zur Beschreibung des Migrationsverhaltens von Herbiziden im Boden eingesetzt. Das Programm wurde innerhalb des Projekts von PESTEMER und GÜNTHER (1993) für eigene Berechnungen zur Verfügung gestellt.

7.3.2 Beschreibung der Version FLOWCONC

Das Programm VARLEACH wird in der hier vorliegenden Version aus dem Jahre 1987 noch als FLOWCONC bezeichnet. Die Komplexität der Rechnungen sowie die Anzahl der einzugebenden Parameter ist deutlich geringer als bei PELMO. Zudem ist die Anwendung von VARLEACH deutlich weniger bedienerfreundlich als die von PELMO, da eine Benutzeroberfläche fehlt.

Bei der Anwendung des Programms ergab sich zusätzlich für das Untersuchungsgebiet Gatzweiler das Problem, daß mit VARLEACH nur Simulationen über einen Teu-

fenbereich von 2,0 m möglich sind. Eine Aufteilung der Rechnung in mehrere Teilschritte, wie für PELMO unter Kap. 7.2.2 beschrieben, ist hier nicht möglich gewesen, da vom Programm nur eine einmalige Applikation vorgesehen ist. Aus diesem Grund kann ein Vergleich der Simulationsergebnisse von PELMO und VARLEACH nur über eine Verlagerungsstrecke von maximal 2,0 m Tiefe erfolgen. Außerdem ergab sich eine zusätzliche Einschränkung hinsichtlich des maximalen Simulationszeitraums, der bei VARLEACH auf 3000 Tage begrenzt ist.

In **Tabelle 16** werden die wichtigsten in VARLEACH berücksichtigten Prozesse und Faktoren als Überblick dargestellt.

Tabelle 16: Überblick über die wichtigsten in VARLEACH berücksichtigten Prozesse und Faktoren:

| Prozesse | Beschreibung |
|---------------------|---|
| - Stofftransport | Simulation über ein 2-Regionen-Modell (1. Feldkapazität; 2. Wassergehalt bei 2 bar) |
| - Wassertransport | Modellierung über Kaskadenmodell (Transport <u>nur</u> nach unten) |
| - Stoffabbau | Abbau 1. Ordnung (ARRHENIUS-Gleichung mit E-, A-, und B-Werten) |
| - Sorption | Beschreibung über variable k_d -Werte |
| Parameter | Beispiele |
| - Stoffdaten | Löslichkeit, Halbwertszeit |
| - Bodendaten | Feldkapazität, Dichte |
| - Applikationsdaten | Menge, Zeitpunkt |
| - Klimadaten | Niederschlag, Temperatur, Evapotranspiration |
| - Rahmenparameter | keine |

Auf eine detaillierte Darstellung der Rechengvorgänge soll an dieser Stelle verzichtet werden. Hervorgehoben sei lediglich die Berechnung des Bioabbaus bzw. der Halbwertszeit (**Gleichung 15**) und die Möglichkeit, eine Änderung des k_d -Wertes mit der Zeit zu berücksichtigen (**Gleichung 16**). Die rechnerische Berücksichtigung der zeitlichen Änderung des k_d -Werts („Alterung“) beruht - wie bereits erwähnt - auf der Beobachtung, daß die Wirkstoffe mit zunehmender Adsorptionsdauer immer fester an die Bodenpartikel gebunden werden. Die Formel zur Beschreibung dieses Vorgangs wurde empirisch ermittelt.

$$H = A M^{-B} \quad (15)$$

wobei H = Halbwertszeit bei der Bodenfeuchte M
 A = $H * M$ (für $B = 1$)
 B = Konstante

Die für **Gleichung 15** benötigten Daten für die Werte von A und B können der Literatur entnommen (GOTTESBÜREN, 1991) oder selbst bestimmt werden. A kann aus H und M berechnet und B, wie im Programm empfohlen, gleich -1,0 gesetzt werden. Der weiterhin für eine Simulation mit VARLEACH benötigte Wert für die Aktivierungsenergie E kann ebenfalls der Literatur (GOTTESBÜREN, 1991) entnommen, selbst bestimmt oder, wie im Programm vorgeschlagen, auf 12500 festgelegt werden. Für die Zunahme der Halbwertszeiten mit der Tiefe können die Faktoren 2 und 8 verwendet werden, falls keine eigenen Daten vorliegen.

$$k_d(t) = k_d(t_0) + k_2 \sqrt{t} \quad (16)$$

wobei k_2 = Alterungsfaktor
 k_d = Adsorptionskoeffizient
 t = Zeit

Als Ergebnisse der Modellrechnung werden von VARLEACH u. a. der Rückstand des applizierten Wirkstoffs in jedem Horizont, die Konzentration des Wirkstoffs im Sickerwasser und der Austrag aus dem betrachteten Bodenprofil in den Unterboden in g/ha ausgegeben.

7.4 LEACHP

Das Programm LEACHP bot als weiteres Simulationsmodell die Möglichkeit, die mit PELMO und VARLEACH erzielten Resultate bei der Berechnung des Verlagerungsverhaltens von PBSM im Boden zu verifizieren. Die Simulationen wurden an der BBA von GÜNTHER (1994) mit dem gleichen Datensatz ausgeführt, der schon für den Vergleich von PELMO und VARLEACH benutzt worden war (Kap. 11.3.4). Hier sollen nur einige wichtige Eingabeparameter und Programmabläufe erläutert werden. Der Programmaufbau

bzw. die genauere Beschreibung der mathematischen Grundlagen ist von HUTSON UND WAGENET (1992) im Handbuch zum Programm beschrieben worden.

Für die Berechnungen wurde das Modell LEACHP in der Version 3.1 verwendet. In diesem Programm ist der Simulationszeitraum auf maximal 4 Jahre begrenzt, da nur bis zu 1500 Regenereignisse eingegeben werden können. Allerdings kann der Simulationszeitraum erweitert werden, indem die am Ende des ersten Simulationszeitraums berechneten Herbizidkonzentrationen als Ausgangskonzentrationen für den zweiten Berechnungszeitraum eingesetzt werden.

Weiterhin ist die Simulationsteufe dadurch begrenzt, daß nur maximal 25 Unterschichten gewählt werden können. Für die vorliegenden Untersuchungen bedeutet dies bei einer Verlagerungsteufe von 1,20 m eine Schicht-/Segmentdicke von 4,8 cm. Wie aber eine Sensitivitätsanalyse für PELMO zeigte (Kap. 11.3.1.1), spielt die Segmentdicke eine entscheidende Bedeutung für die Genauigkeit der Simulationsergebnisse. Je dünner die Unterschichten, desto genauer die Resultate. So sollte bei PELMO die Segmentdicke 2 cm nicht übersteigen. Eine Erweiterung der Simulationsteufe in LEACHP würde demnach ebenfalls sehr ungenaue Ergebnisse bei der Berechnung des Verlagerungsverhaltens von PBSM im Boden zur Folge haben. Allerdings scheint eine Aufteilung der Rechnung mit LEACHP in mehrere Schritte wie bei PELMO möglich zu sein, da mehrere Applikationen programmiert werden können. Dadurch könnte die Simulationsteufe erweitert werden.

Zur Berechnung der Adsorption wird von LEACHP für jeden zu rechnenden PBSM-Wirkstoff der zugehörige K_{oc} -Wert benötigt. Aus diesem wird vom Programm wiederum mit den entsprechenden C_{org} -Gehalten der jeweiligen Bodenschicht der k_d -Wert berechnet. Für die durchgeführten Simulationen wurden die K_{oc} -Werte aus den vorhandenen k_d -Werten des Horizonts von 0,00 bis 0,30 cm ermittelt. Die Sorption wird nach FREUNDLICH (Gleichung 5) berechnet.

8

**ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER UNTERSUCHUNG
DER GRUNDWASSER- UND BODENPROBEN**

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchungen der zahlreichen Wasser- und Bodenproben auf PBSM, Nitrat und in begrenztem Umfang auch auf andere Stoffe dargestellt und diskutiert. Bei den Wasserproben wird unterschieden zwischen Proben, die erstens gezielt von der **Grundwasseroberfläche** (Kap. 8.1) und die zweitens aus dem **Grundwasserleiter in seiner gesamten Mächtigkeit** (Kap. 8.2) entnommen wurden.

Sämtliche Analysenergebnisse und die der Bestimmung des Grundwasserflurabstandes sind in den **Tabellen A1 - A5** im Anhang zusammengestellt. Im einzelnen befinden sich dort folgende Daten:

Tabelle A1: PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben von der Grundwasseroberfläche aus **Grundwassermeßstellen**, die im Bereich der **Grundwasseroberfläche** verfiltert sind sowie Grundwasserflurabstände

Tabelle A2: PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben von der Grundwasseroberfläche aus den **Handbohrungen** sowie Grundwasserflurabstände

Bei den Daten der **Tabellen A1 und A2** handelt es sich demnach um Ergebnisse von Untersuchungen von an der Grundwasseroberfläche entnommenen Grundwasserproben.

Tabelle A3: PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben, die aus dem **Grundwasserleiter in seiner gesamten Mächtigkeit** bzw. teufenorientiert entnommen wurden sowie Grundwasserflurabstände

Tabelle A4: Ergebnisse der Analysen von Bodenproben aus dem Bereich von HB 10 und HB 20 auf 8 verschiedene PBSM.

Tabelle A5: Ergebnisse eines Sonderprogramms, bei dem die Meßstellen 43/002, 43/031 und die Handbohrung 17 (**Abbildung A7**) von Oktober 1992 bis April 1993 in einem 14-tägigen Rhythmus an der Grundwasseroberfläche beprobt und neben den PBSM- und Nitratkonzentrationen auch die Konzentration der Anionen Chlorid, Sulfat, Fluorid, Phosphat (gesamt) und die der Kationen Ammonium, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium sowie die Leitfähigkeit bestimmt wurden.

8.1 Ergebnisse der Untersuchung des Grundwassers von der Grundwasseroberfläche

Vom Grundwasser an der Grundwasseroberfläche wurden im Untersuchungszeitraum von 3 Jahren insgesamt **374 Proben** entnommen und untersucht.

8.1.1 Nitratgehalte

Die Nitratgehalte schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 17 mg/l (HB 10; Dezember 1992) und 259 mg/l (HB 8; März 1993). Die Meßstelle HB 10 liegt im Süden des Untersuchungsgebiets im Anstrom zur Bahnlinie von Mönchengladbach nach Roermond; die Meßstelle HB 8 nördlich der Ortschaft Woof liegt mitten im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung (**Abbildung A7**). Einen Überblick über die Nitratkonzentration im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche gibt **Abbildung A8** für den Monat Juni 1992.

Während im Nahbereich der Horizontalfilterbrunnen an der Grundwasseroberfläche Nitratkonzentrationen um ca. 100 mg/l vorherrschten, war das Grundwasser im Südwesten des Wassereinzugsgebiets zwischen Woof und Genhausen deutlich stärker belastet (Nitrat: > 120 mg/l). Geringere Nitratgehalte mit meist deutlich unter 100 mg/l fanden sich im Bereich östlich von Woof. In diesem Bereich weist das Gelände eine NE-SW-gerichtete Geländesenke auf, die mit geringeren Grundwasserflurabständen einhergeht. Im Bereich der Ortschaft Woof, die mitten im Untersuchungsgebiet liegt, waren die Nitratkonzentrationen niedriger, da dieser Bereich nicht landwirtschaftlich genutzt wird und somit der Stickstoff-Input deutlich geringer war. Insgesamt ist das neugebildete Grundwasser im gesamten Untersuchungsgebiet mit Nitrat belastet, wobei die Gehalte zumeist deutlich über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l liegen. Der Grund für diese hohen Nitratgehalte könnte - neben der intensiven landwirtschaftlichen Bodennutzung - auch ein teilweise erschöpftes Nitratabbaupotential im Boden sein. Die hohen Nitratgehalte gingen mit erhöhten Gehalten an Calcium und Sulfat einher.

Als Beweis für die z. T. erheblichen Schwankungen der Nitratkonzentrationen sollen die Meßwerte für das Grundwasser aus der Meßstelle HB 6 dienen (**Tabelle A2**). **Abbildung 14** zeigt, daß die Nitratgehalte um nahezu den Faktor 3 schwankten. Außerdem scheint die Nitratkonzentration mit dem Grundwasserstand (und damit mit der Grundwasserneubildung) anzusteigen und gemeinsam mit diesem abzufallen.

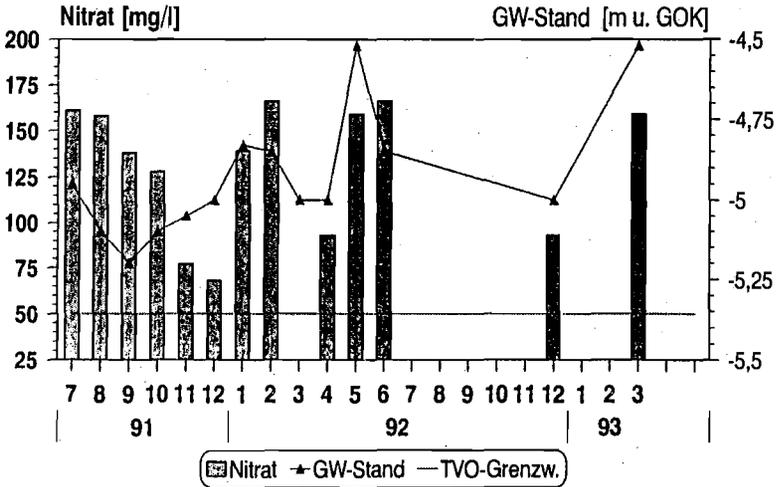


Abbildung 14: Beziehung zwischen dem Nitratgehalt des Grundwassers und dem Grundwasserstand am Beispiel der Meßstelle HB 6

8.1.2 Belastung des Grundwassers mit PBSM

8.1.2.1 Spektrum der Wirkstoffe und Konzentrationen

Bei insgesamt 17 Beprobungskampagnen von Mai 1990 bis März 1993 wurden 18 verschiedene PBSM-Wirkstoffe und deren Abbauprodukte nachgewiesen. Die am häufigsten beobachteten Wirkstoffe sind in **Tabelle 17** zusammengestellt. In der rechten Spalte ist die Bandbreite der Konzentration angegeben, in der der jeweilige Wirkstoff bestimmt wurde. Mit 119,0 µg/l Metribuzin wurde der Einzelstoff-Grenzwert der Trinkwasserverordnung um das 1190-fache überschritten.

Tabelle 17: Im oberflächennahen Grundwasser am häufigsten beobachtete PBSM (Gesamtzahl der untersuchten Proben (N): 374)

| Wirkstoff (n, n > Grenzwert ¹⁾) | Minimalgehalt - Maximalgehalt [µg/l] |
|---|---|
| Atrazin (256, 113) | 0,01 - 84,1 |
| Bromacil (31, 31) | 0,15 - 15,5 |
| Desethylatrazin (171, 76) | 0,02 - 5,9 |
| Desethylterbuthylazin (8, 1) | 0,02 - 0,1 |
| Desisopropylatrazin (52, 17) | 0,02 - 7,0 |
| Diuron (82, 44) | 0,03 - 1,6 |
| Isoproturon (47, 40) | 0,05 - 12,7 |
| Metribuzin (41, 23) | 0,02 - 119,0 |
| Propazin (21, 13) | 0,04 - 1,1 |
| Simazin (167, 70) | 0,01 - 5,1 |
| Terbutylazin (11, 3) | 0,02 - 0,1 |

1) Grenzwert der Trinkwasserverordnung vom 5. Dez. 1990: 0,1 µg/l für Einzelstoffe

Die sieben nachfolgend genannten Wirkstoffe wurden in den Grundwasserproben insgesamt nur ein- bis zweimal nachgewiesen:

- Ethidiumuron
- Hexazinon
- Metobromuron
- Ethofumesat
- Monolinuron
- Methabenzthiazuron
- Aziprotryn.

Im folgenden sollen aus der Vielzahl der Ergebnisse einige Auffälligkeiten herausgestellt werden:

a) **Atrazin**

Atrazin und dessen Abbauprodukt Desethylatrazin wurden in nahezu allen Proben festgestellt. Häufig wurde zudem das Abbauprodukt Desisopropylatrazin gefunden. Die Anwendung von Atrazin ist seit 1990 verboten. Vorher wurde es insbesondere im Maisanbau eingesetzt. Durch seinen günstigen Preis und sein breites Wirkungsspektrum fand dieser Wirkstoff häufig auch im außerlandwirtschaftlichen Bereich Verwendung. Die Belastung des oberflächennahen Grundwassers mit Atrazin kann als „ubiquitär“ bezeichnet werden. Es fällt auf, daß auch im zeitlichen Verlauf

nur geringe Schwankungen der Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch Atrazin beobachtet wurden.

b) Simazin

Simazin, das man häufig mit Atrazin zusammen als Totalherbizid (eingeschränkt auch im Maisanbau) angewendet hat und welches schon seit längerem eine W-Auflage besitzt, wurde ebenfalls in fast jeder zweiten Probe nachgewiesen. Das Konzentrationsspektrum ist jedoch deutlich kleiner als beim Atrazin. Dies ist in **Abbildung 15** beispielhaft für die Meßstelle 43/036 dargestellt. Trotz umfangreicher Recherchen ist es nicht gelungen, das häufige Auftreten des Simazins hinreichend zu erklären.

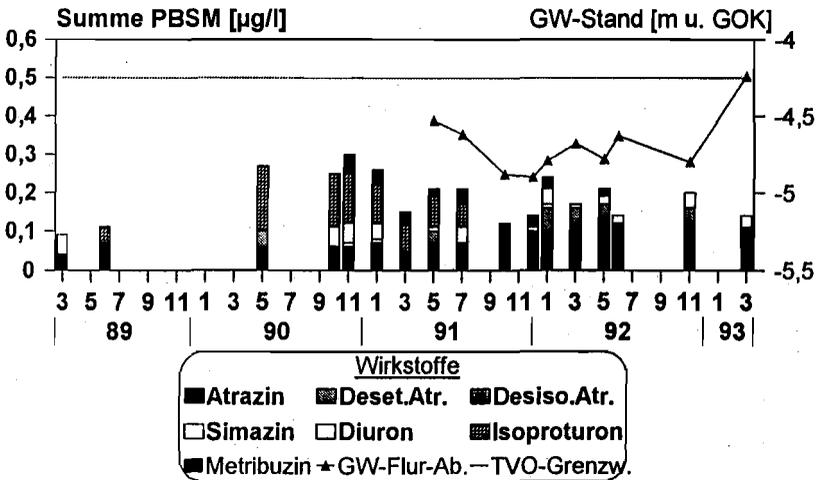


Abbildung 15: PFSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle 43/036 (März '89 bis März '93)

c) Terbutylazin

Als Ersatzpräparat für den verbotenen Wirkstoff Atrazin wird im Maisanbau seit mindestens 1989 Terbutylazin eingesetzt. Dieser Stoff wurde im Untersuchungsgebiet seit etwa Mitte 1992 an der Grundwasseroberfläche nachgewiesen. Dieses Ergebnis liefert daher Anhaltspunkte für die ebenso hohe Gefährdung durch diesen Ersatzstoff wie durch das Atrazin. Die insgesamt kurze Verweildauer im Untergrund ist zusätzlich hervorzuheben. Terbutylazin trat beispielsweise in den Grundwässern an den Handbohrungen HB 3, HB 5, HB 6 und der Grundwassermeßstelle 43/035 auf (Tabelle A1 und A2).

d) **Metribuzin und Isoproturon**

Metribuzin, das im Kartoffelanbau, und Isoproturon, das im Getreideanbau eingesetzt wird, sind zwei weitere Wirkstoffe, die ebenfalls häufig im oberflächennahen Grundwasser gefunden wurden (in ca. 12 % der Proben). Die Befunde sind jedoch im wesentlichen auf lokale Einträge zurückzuführen, die durch unsachgemäße Handhabung der Pflanzenschutzmittel hervorgerufen sein dürften. So wurden die höchsten Befunde mit 119 µg/l Metribuzin im Grundwasser aus der Meßstelle HB 10 (Abbildung 16) gefunden. Die Geländeoberfläche im Bereich dieser Meßstelle war eindeutig durch unsachgemäße Umfüllung oder Entsorgung von Spritzbrühen verunreinigt worden.

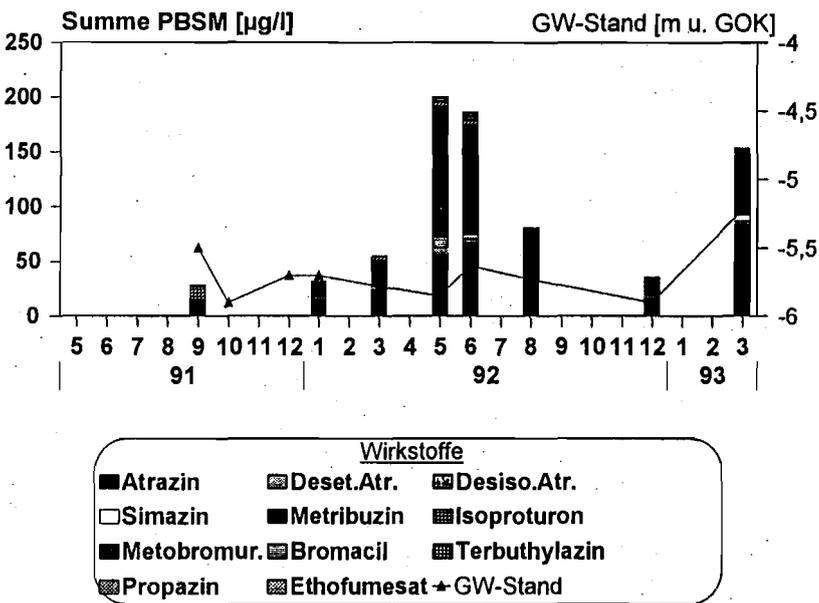


Abbildung 16: PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle HB 10 (März '91 bis '93)

Es wurden jedoch auch Isoproturon- und Metribuzingehalte in Meßstellen nachgewiesen, deren neugebildetes Grundwasser an der Geländeoberfläche nur durch die normale Landwirtschaft belastet worden sein konnte. Diese Proben zeichnen sich jedoch dadurch aus, daß der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für den einzelnen Wirkstoff von 0,1 µg/l meist nicht erreicht wurde (s. dazu Abbildung 15).

e) **Totalherbizide**

Die ausschließlich als Totalherbizide eingesetzten Mittel Diuron, Propazin und Bromacil wurden im Grundwasser insbesondere im Abstrombereich von Gleisanlagen der Deutsche Bundesbahn und von Flächen der Kirchen und Gemeinden beobachtet. Aber auch in Kleingärten und um Haus- und Hofanlagen werden Totalherbizide bekanntermaßen häufig eingesetzt. Hervorzuheben ist, daß Diuron keine W-Auflage hat und von daher theoretisch besonders gut abbaubar sein und nicht in das Grundwasser gelangen sollte.

f) **PBSM-Befunde in einem ausgewählten Vorfluter**

Bei insgesamt fünf Beprobungen des Vorfluters Mühlenbach wurde ebenfalls jedesmal Atrazin nachgewiesen (Tabelle A2). Die Belastung dieses Oberflächenwassers deutet auf die flächige Belastung des angeschlossenen Aquifers mit Atrazin und/oder auf belastete Abschwemmungen von landwirtschaftlichen Flächen („Run-Off“) und schließlich auf den sicherlich immer noch praktizierten, unerlaubten Einsatz dieses Wirkstoffs hin.

g) **PBSM-Befunde im Grundwasser aus den Brunnen des Wasserwerks Gatzweiler**

In den Wasserproben, die aus den beiden Horizontalfilterbrunnen des Wasserwerks Gatzweiler entnommenen wurden, ist lediglich im Brunnen 2 im Januar 1991 Simazin in einer Konzentration von 0,01 µg/l nachgewiesen worden. Ansonsten traten dort keine positiven PBSM-Befunde auf.

In den weiteren Rohwasserbrunnen des Wasserwerks Gatzweiler wurde bei 16 Untersuchungen lediglich einmal Simazin mit einer Konzentration von 0,02 µg/l im Reservebrunnen (Archivnummer 43/085) nachgewiesen.

8.1.2.2 **Räumliche Verbreitung der PBSM im Untersuchungsgebiet und deren Ursachen**

Durch 17 Grundwassermeßstellen mit Verfilterung an der Grundwasseroberfläche und 27 Handbohrungen besteht im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler ein flächendekendes Netz für die Beobachtung des Grundwassers an der Grundwasseroberfläche.

Zur räumlichen Verbreitung der PBSM im Untersuchungsgebiet ist folgendes festzuhalten:

- a) Der **flächenhafte (diffuse) PBSM-Eintrag** in das Grundwasser des Untersuchungsgebiets kann überwiegend **nicht** als Folge einer ordnungs- und standortgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung angesehen werden. Vor allem

Atrazin, dessen Abbauprodukte - und seltener Simazin - sind nämlich flächenhaft im Grundwasser vorhanden. So wurde Atrazin und seine Abbauprodukte lediglich bei 5 Meßstellen bisher nicht festgestellt. Weiterhin gibt es Schläge, wo im Grundwasser ein breites Wirkungsspektrum mit Konzentrationen zum Teil über dem Summengrenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,5 µg/l nachgewiesen wurde. Dies ist in **Abbildung 17** an Beispiel der Meßstelle HB 6 dargestellt. Der Schlag im Bereich dieser Meßstelle wurde später auch für die Simulationsrechnungen ausgewählt (s. auch Kap. 4.3, und Kap. 11.3).

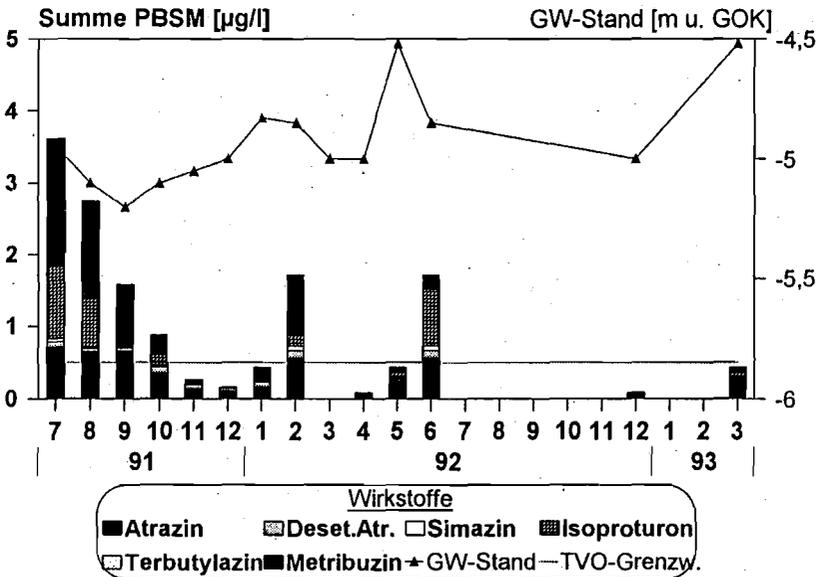


Abbildung 17: PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle HB 6 (März '91 bis März '93)

- b) Ein lokal begrenzter Eintrag von PBSM in das Grundwasser konnte im Bereich von Ortslagen ermittelt werden, was am Beispiel der Grundwassermeßstelle 43/003 gezeigt sei (Lage: **Abbildung A7**, PBSM-Gehalte: **Abbildung 18**). In Kleingärten und öffentlichen Anlagen werden Wege und Plätze häufig durch den Einsatz von Totalherbiziden frei von Unkrautbewuchs gehalten. Dabei wird das "notwendige Maß" häufig erheblich überschritten. Zudem wird das von befestigten Flächen ablaufende Niederschlagswasser häufig in Sickergruben abgeleitet. In diesem Fall kann kein Abbau der im Niederschlagswasser befindlichen PBSM in der belebten Bodenzone stattfinden.

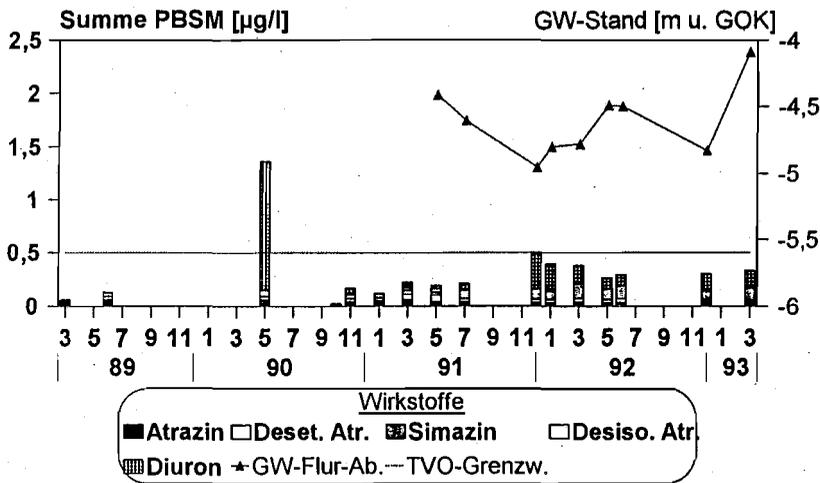


Abbildung 18: PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle 43/003 (März '89 bis März '93)

c) **Linienförmige Einträge von PBSM** in das Grundwasser konnten im Abstrombereich einer Gleisanlage festgestellt werden. Die DEUTSCHE BAHN AG (DB) muß aus Sicherheitsgründen den Gleisbereich von Bewuchs freihalten. Dazu setzt sie Totalherbizide ein. Da in früheren Jahren die Gefahr des Eintrags von PBSM in das Grundwasser nicht erkannt wurde, hat die DB seit etwa 1983 unterschiedliche Mittel innerhalb und außerhalb von ausgewiesenen Wasserschutzzonen eingesetzt. In den letzten Jahren verwendet die Bundesbahn nach eigenen Aussagen nur noch Produkte ohne W-Auflage. Zu diesen Wirkstoffen gehört u. a. Diuron, das im Abstrom der Bahnstrecke Mönchengladbach-Roermond linienhaft im oberflächennahen Grundwasser auftritt (Tabelle A7). Bromacil wurde bis etwa 1990 eingesetzt und ebenfalls im oberflächennahen Grundwasser im Abstrom der Bahnlinie in z. T. hohen Konzentrationen gefunden. Dies wird am Beispiel der Meßstelle HB 9 in **Abbildung 19** verdeutlicht.

Da der Bahnkörper jedoch unterhalb des Schotterbetts durch eine gering wasserdurchlässige Planumsschicht abgedichtet ist, wird das gesamte Niederschlagswasser unmittelbar in einen seitlichen Entwässerungsgraben geleitet. Von dort aus wird es alle 20 bis 50 m in einer Sickergrube in den Untergrund versickert, ohne daß ein Abbau der in diesem Wasser befindlichen PBSM in der belebten Bodenzone stattfinden kann.

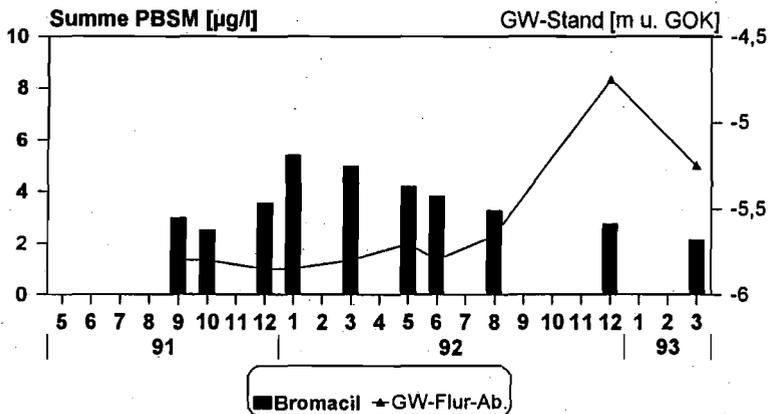


Abbildung 19: Bromacil-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle HB 9 (Mai '91 bis März '93)

- d) Ein großes Problem stellen **punktueller Grundwasserbelastungen durch PBSM** dar. Die Ursache für eine solche punktueller Belastung kann neben der Entsorgung von Restbrühen (Abbildung 16) auch das unsachgemäße Befüllen der Feldspritzen vor Ort sein. Im landwirtschaftlichen Betrieb stellen die Lagerung von PBSM und die Säuberung der Feldspritzgeräte ein besonderes Gefährdungspotential für das Grundwasser dar. Die Abbildung 20 zeigt die Belastung des Wassers an der Grundwasseroberfläche in der Meßstelle 43/002, welche sich im Grundwasserabstrombereich eines Bauernhofs befindet. Diese Meßstelle wurde auch in einem Sonderprogramm (Kap. 8.4) auf Kat- und Anionen untersucht. Die Charakteristik dieses oberflächennahen Grundwassers deutet darauf hin, daß im Anstrombereich der Meßstelle 43/002 eine Oberflächenentwässerung durch eine direkte Einleitung in den Untergrund erfolgt.

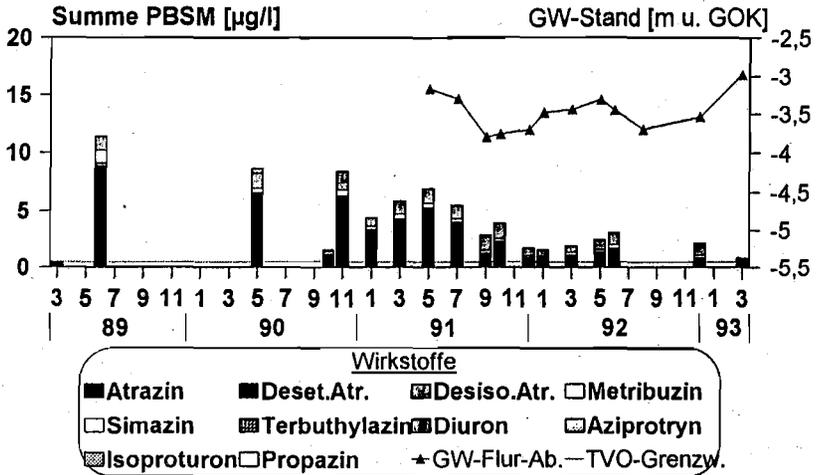


Abbildung 20: PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle 43/002 (März '89 bis März '93).

Wie bereits in Kap. 3 beschrieben, gibt es in der Landwirtschaft vielfältige Einsatzmöglichkeiten für PBSM zur selektiven Pflanzenbehandlung, aber auch zahlreiche Anwendungen zur vollständigen Entfernung des Bewuchses mit Totalherbiziden. Grundsätzlich müssen die zugelassenen neueren Wirkstoffe bei ordnungsgemäßer Anwendung ein Abbauverhalten besitzen, bei dem kein Wirkstoff in das Grundwasser gelangen kann. Die Untersuchungen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler zeigen jedoch, daß häufig zumindest punktuelle Belastungen des Grundwassers auftreten. Hauptursache einer solchen Belastung ist vermutlich die nicht ordnungsgemäße Handhabung der PBSM:

- Unverhältnismäßig hohe Einsatzmenge auf kleinen, privat genutzten Flächen (Auffahrten, Hofflächen, sonstigen bewuchsfreien Kleinfächen),
- unerlaubte Restmengenentsorgung (entweder an einer Stelle oder entlang eines Wirtschaftsweges),
- Überlauf und Tropfverluste beim Befüllen der Feldspritze bzw. bei der Vorbereitung der aufbringungsfähigen Lösungen,
- Reinigung der Spritzen und Geräte auf dem Hof,
- Lagerung der PBSM,
- unsachgemäße Entsorgung der PBSM-Vorratsbehälter (Kanister) und
- Versickerung des mit PBSM belasteten Oberflächenwassers in Sickergruben.

8.2 Ergebnisse der Untersuchung von Grundwasser aus dem gesamten Grundwasserleiter

Bei den in Kap. 8.1 beschriebenen Wasserproben handelte es sich um **neugebildetes Grundwasser**. Die darin nachgewiesenen Wirkstoffe und deren Gehalte stehen im Idealfall in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Einsatz der PFSM auf der darüberliegenden Fläche. Im Gegensatz dazu handelt es sich bei den in diesem Kapitel behandelten und im Anhang in **Tabelle A3** zusammengestellten Probenahmestellen um Meßstellen, die über den gesamten Grundwasserleiter verfiltert sind und so beprobt wurden, daß eine **Durchschnittsprobe über die gesamte Mächtigkeit** des Grundwasserleiters erhalten wurde. Eine so entnommene Probe enthält naturgemäß Grundwasser unterschiedlichen Alters und ggf. unterschiedlicher Zusammensetzung. Da beim Transport des Grundwassers in mehr oder weniger großem Umfang ein weiterer Abbau von Nitrat und PFSM stattfinden kann und zudem die Gehalte auch durch Verdünnung mit unbelastetem Grundwasser abnehmen, war zu erwarten, daß die hier meßbaren Stoffkonzentrationen geringer sind als im neugebildeten Grundwasser an der Grundwasseroberfläche. Dies wird in der Tat durch die Meßergebnisse bestätigt. Neben der Entnahme von Durchschnittsproben wurde der Grundwasserleiter auch teufenorientiert beprobt.

Insgesamt wurden 70 Wasserproben aus dem gesamten Grundwasserleiter entnommen und auf Nitrat und PFSM untersucht.

8.2.1 Nitratgehalte

Wie bereits in Kap. 6.6.1 erwähnt, ist das Denitrifikationspotential des Bodens begrenzt und stellt damit einen wichtigen limitierenden Faktor für Nitratreinträge ins Grundwasser dar. Aus diesem Grund hat die mit der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung verbundene Stickstoffdüngung zusammen mit der guten Durchlässigkeit des Bodens im Gebiet Gatzweiler dazu geführt, daß der gesamte Grundwasserleiter mit Nitrat in Konzentrationen von über 100 mg/l belastet ist. Dabei ist keine deutliche Tiefen- bzw. Raumverteilung auszumachen, wie die Untersuchung von horizontal entnommenen Grundwasserproben zeigte (**Tabelle A3**).

Als Beispiel hierfür wurde in **Abbildung 21** die Nitratkonzentration des Wassers der Horizontalfilterbrunnen 1 und 2 des Wasserwerkes Gatzweiler in der Zeit von 1985 bis 1993 dargestellt.

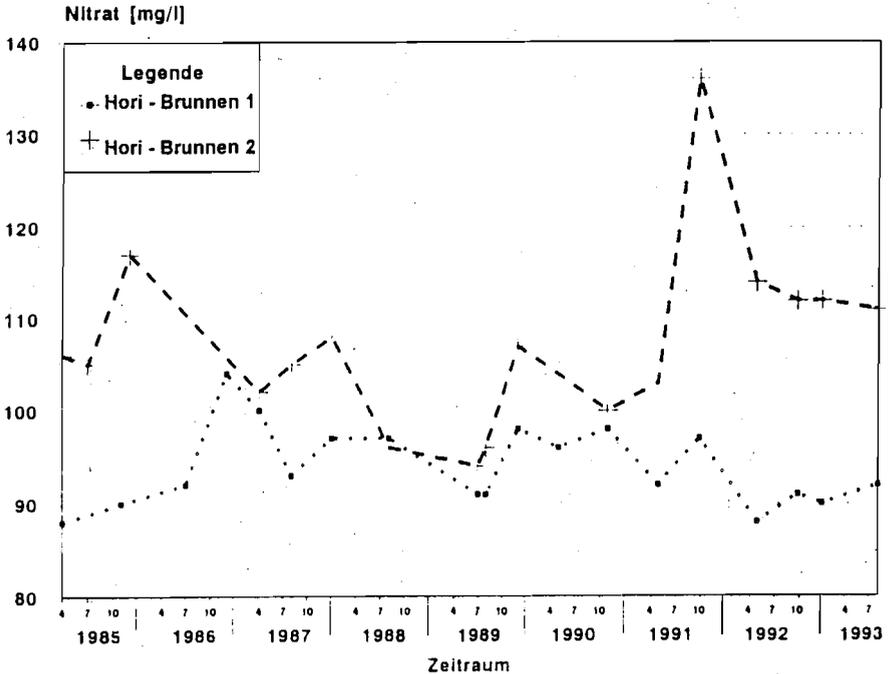


Abbildung 21: Nitratkonzentration im Wasser aus den Horizontalfilterbrunnen 1 und 2 des Wasserwerks Gatzweiler zwischen 1985 und 1993

8.2.2 Belastung des Grundwassers mit PBSM

Auch im Grundwasser aus größerer Tiefe sind die Wirkstoffe Atrazin, dessen Abbauprodukte und Simazin weit verbreitet. In mehr als 50 % der Proben wurden Atrazin und Simazin festgestellt (Tabelle 18), womit das hohe Gefährdungspotential, das von diesen beiden Wirkstoffen für das Grundwasser ausgeht, wiederum belegt ist. Bei rund einem Drittel der Proben wurde für Atrazin der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l z. T. erheblich überschritten (s. auch Tabelle A3), während dies für die Konzentration von Simazin nur in fast jeder vierten Probe zutrif.

Tabelle 18: Im Grundwasser aus dem gesamten Grundwasserleiter beobachtete PBSM (Gesamtzahl der untersuchten Proben (N): 70)

| Wirkstoff (n, n > Grenzwert ¹) | Minimalgehalt - Maximalgehalt [µg/l] |
|--|---|
| Atrazin (47, 21) | 0,01 - 7,4 |
| Bromacil (6, 6) | 0,15 - 2,7 |
| Desethylatrazin (22, 12) | 0,02 - 1,8 |
| Desisopropylatrazin(3,1) | 0,02 - 0,3 |
| Diuron (25, 12) | 0,03 - 1,2 |
| Isoproturon (8, 5) | 0,05 - 0,4 |
| Metribuzin (4, 0) | 0,02 - 0,1 |
| Simazin (39, 14) | 0,01 - 5,1 |
| Aziprotryn (1, 1) | 0,02 - 0,5 |

1) Grenzwert der Trinkwasserverordnung vom 5. Dez. 1990: 0,1 µg/l für Einzelstoffe

Überdurchschnittlich häufig wurde auch das Totalherbizid Diuron im Abstrom der Ortschaften und insbesondere im Abstrom der Bahnlinie Mönchengladbach-Roermond nachgewiesen (**Abbildung A6**). Hervorzuheben ist die Meßstelle 43/035 nördlich dieser Bahnlinie, in der neben Diuron auch Bromacil, ein von der Bundesbahn früher eingesetzter Wirkstoff, gefunden wurde (**Tabelle A3**).

Außerdem wurde Isoproturon als Selektivwirkstoff (Einsatz im Getreide) bei 5 Beprobungen in drei verschiedenen Grundwassermeßstellen in Konzentrationen oberhalb des Grenzwerts der Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l nachgewiesen. Isoproturon ist durch den günstigen Preis, häufige und variable Einsatzmöglichkeiten und die offensichtlich geringe Abbaubarkeit im Oberboden in letzter Zeit häufig auch an anderer Stelle im Grundwasser beobachtet worden und deshalb in die Kritik geraten.

Neben Isoproturon wurde Metribuzin als zweiter Selektivwirkstoff bei vier Beprobungen in Wässern aus zwei Grundwassermeßstellen (43/036, 43/002) gefunden (**Tabelle A3**). Die maximale Konzentration betrug 0,1 µg/l und lag damit knapp unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Damit wird auch bestätigt, was bereits die Beprobungen des oberflächennahen Grundwassers zeigten: Metribuzin wird im Oberboden nicht ausreichend gut abgebaut.

Die **Abbildung 22** zeigt die PBSM-Konzentrationen in dem überdurchschnittlich hoch belasteten Wasser des Pegel 43/002.

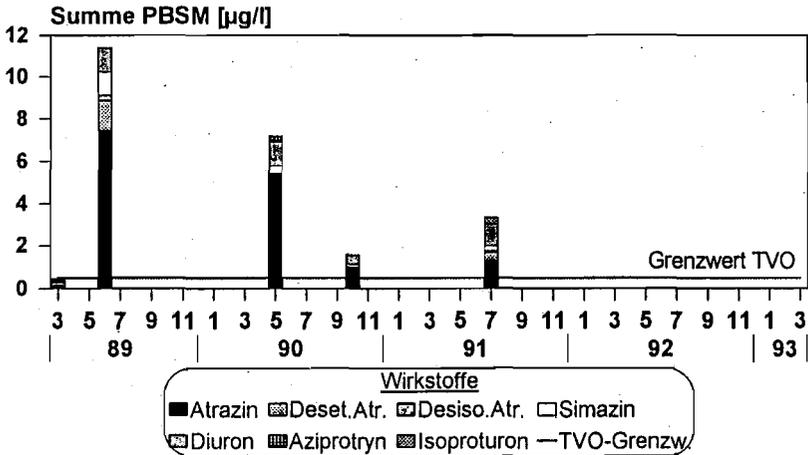


Abbildung 22: PBSM-Gehalte im tieferen Grundwasser aus der Meßstelle 43/002 (März '89 bis März '91)

8.3 Ergebnisse der Bodenuntersuchung

Bei der Untersuchung von Bodenproben auf PBSM-Rückstände besteht das Problem, daß die Bestimmungsgrenzen im Vergleich zur Analyse von Wasserproben um den Faktor 100 - 1000 höher liegen. Dies kann dazu führen, daß die am Boden oder Sediment sorbierten Wirkstoffe zwar analytisch nicht nachgewiesen werden können, aber dennoch in einer solch hohen Konzentration vorliegen, daß die sich im Gleichgewicht befindliche Wirkstoffkonzentration im Sickerwasser den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von $0,1 \mu\text{g/l}$ überschreitet.

Vermutlich aufgrund dieser hohen Nachweisgrenzen konnten im gesamten Untersuchungsgebiet keine PBSM-Rückstände im normal bewirtschafteten Boden nachgewiesen werden. So wurden auf mehreren Schlägen nur einige Tage nach der Aufbringung von PBSM Bodenproben aus dem Krumbereich entnommen und analysiert. Es konnten jedoch keine PBSM nachgewiesen werden.

Die in Tabelle A4 zusammengefaßten Ergebnisse der Untersuchung der Bodenproben aus dem Bereich der hochbelasteten Handbohrstellen HB 10 und HB 20 - in diesem Bereich wurden nachweislich PBSM entsorgt oder auch durch unsachgemäße Befüllung der Feldspritzen in großen Mengen auf die Bodenoberfläche gebracht - auf Rückstände von PBSM zeigen, daß hier zahlreiche Wirkstoffe im Boden nachweisbar waren. Die

Untersuchung von Bodenproben aus diesem Bereich sollte Aufschluß über das Spektrum der hier versickerten PBSM geben. Angesichts der Böden im Wassereinzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler, die nur ein geringes Rückhaltevermögen gegenüber PBSM aufweisen, ist davon auszugehen, daß von dem Potential an PBSM-Rückständen im Boden eine Gefährdung des Sicker- und Grundwassers ausgehen kann. Auffallend an den im Boden nachgewiesenen Wirkstoffen ist, daß Atrazin, Isoproturon, Metribuzin, Ethofumesat und Metobromuron auch im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche nachgewiesen werden konnten (Tabelle A2), während Diuron, Metamitron und Monolinuron offensichtlich vor dem Erreichen der Grundwasseroberfläche abgebaut wurden.

8.4 Ergebnisse von Untersuchungen im Rahmen eines Sonderprogramms

Im Rahmen eines Sonderprogramms wurden von Oktober 1992 bis April 1993 in einem 14-tägigen Rhythmus die Grundwassermeßstellen 43/002, 43/031 und die Handbohrung HB 17 an der Grundwasseroberfläche beprobt. Mit diesem Probenahmezeitraum wurde das für die Grundwasserneubildung bedeutende wasserwirtschaftliche Winterhalbjahr abgedeckt. Durch insgesamt 15 Beprobungen konnten zeitlich gut aufgelöste Ganglinien erstellt werden und der Einfluß der Grundwasserneubildung auf die Zusammensetzung des Grundwassers an der Grundwasseroberfläche aufgezeigt werden. Es wurden die Konzentrationen der anorganischen Stoffe NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} sowie der PBSM bestimmt (Tabelle A5). Außerdem wurde die Leitfähigkeit bei 25 °C und der Grundwasserflurabstand gemessen.

Das Wasser aus der Meßstelle 43/002 zeigte eine für das Untersuchungsgebiet untypische Zusammensetzung. Während die Schwankungen des Grundwasserstands im Untersuchungszeitraum in der Meßstelle 43/031 0,85 m und in der Handbohrung HB 17 0,75 m betragen, lag die Differenz der Grundwasserstände in der Meßstelle 43/002 bei etwa 1,40 m. Die Leitfähigkeit und alle anorganischen Parameter - mit Ausnahme des Kaliumgehalts - lagen deutlich unterhalb der in unbelasteten Grundwässern zu erwartenden Konzentration. Das Konzentrationsverhältnis zwischen Natrium und Kalium, das im Grundwasser normalerweise bei 3:1 ($\text{Na}^+ : \text{K}^+$) liegt, betrug im Mittel bei der Meßstelle 43/002 1:2,2 ($\text{Na}^+ : \text{K}^+$). Dies deutet auf eine anthropogene Prägung dieses Wassers hin. Möglicherweise wurde im Anstrom zur Meßstelle Oberflächenwasser oder gar Abwasser bzw. vorgeklärtes

Abwasser versickert. Daher wurden die Wässer aus dieser Meßstelle im Rahmen des Sonderprogramms nicht auf PBSM untersucht.

Die Wasserproben von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle 43/031 und der Handbohrung HB 17 spiegeln die typische Charakteristik des neugebildeten Grundwassers im Untersuchungsgebiet wieder. Dabei fällt auf, daß der Grenzwert für Nitrat um bis zum 3-fachen überschritten wurde.

Die **Abbildungen 23** und **24** stellen den zeitlichen Verlauf des Grundwasserstands und beispielhaft der Inhaltsstoffe NO_3^- , Cl^- und Na^+ dar. Während die Nitratkonzentration dem schwankenden Grundwasserstand folgte, blieben die Natrium- und Chloridkonzentrationen über den Beobachtungszeitraum nahezu konstant. Gleiches gilt auch für die nicht dargestellten Parameter Mg^{2+} und K^+ , während SO_4^{2-} und Ca^{2+} den Grundwasserschwankungen ebenfalls abgeschwächt folgten. Damit wird der Einfluß der Grundwasserneubildung auf die Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers deutlich.

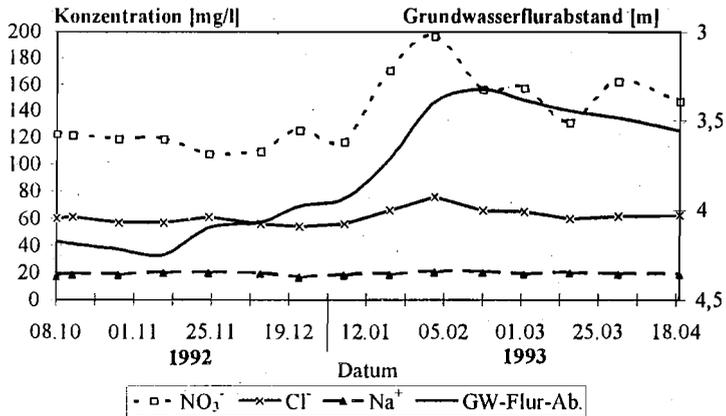


Abbildung 23: Beziehung zwischen dem Grundwasserflurabstand und der Konzentration verschiedener Wasserinhaltsstoffe (NO_3^- , Cl^- , Na^+) im Wasser von der Grundwasseroberfläche bei der Meßstelle 43/031

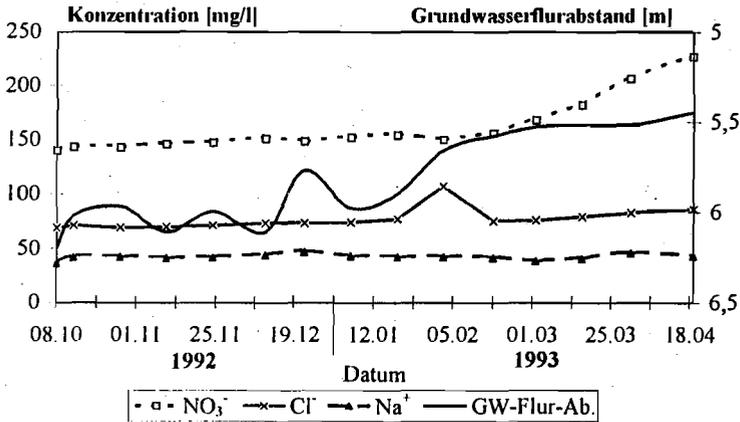


Abbildung 24: Beziehung zwischen dem Grundwasserflurabstand und der Konzentration verschiedener Wasserinhaltsstoffe (NO_3^- , Cl^- , Na^+) im Wasser von der Grundwasser Oberfläche bei der Handbohrung HB 17

Im Untersuchungszeitraum wurden 5 bzw. 6 Proben des Sonderprogramms auf PBSM untersucht. Bei beiden Meßstellen (43/031 und HB 17) wurde der Summengrenzwert der Trinkwasserverordnung von $0,5 \mu\text{g/l}$ deutlich überschritten. Eine Korrelation zum Grundwasserstand und damit zur Grundwasserneubildung konnte jedoch nicht festgestellt werden.

8.5 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Die Nitratgehalte des Grundwassers von der Grundwasser Oberfläche und aus dem gesamten Grundwasserleiter (Mischprobe) zeigen eindrucksvoll, daß das gesamte Grundwasser im Einzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler erheblich mit Nitrat belastet ist. Die Meßergebnisse belegen damit auch die unter Fachleuten seit langem geteilte Einschätzung, daß in einem Trinkwassereinzugsgebiet mit leichten Böden und einem geringen Grundwasserflurabstand im Rohwasser der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für Nitrat von 50 mg/l nur schwerlich eingehalten werden kann, selbst wenn in dem Gebiet nur eine ordnungsgemäße Landwirtschaft betrieben wird. Zusätzliche Einschränkungen beim Einsatz von Stickstoff sind demnach unverzichtbar.

Was die Situation bezüglich des Vorkommens von PBSM im Grundwasser anbetrifft, so hat die im Rahmen dieses Projektes erstmals systematisch durchgeführte Beprobung des Grundwassers an der Grundwasseroberfläche gezeigt, daß unter Flächen, die nachweislich ausschließlich in am Niederrhein üblichen Rahmen landwirtschaftlich genutzt werden, der Austrag von PBSM mit dem Sickerwasser zur Grundwasseroberfläche zwar deutlich nachweisbar, aber insgesamt relativ gering ist. An vereinzelt Stellen werden unter bestimmten Voraussetzungen die PBSM-Grenzwerte der Trinkwasserverordnung jedoch zum Teil ganz deutlich überschritten. Demnach ist festzustellen, daß die bis Ende der 80er Jahre und zum Teil auch heute noch eingesetzten PBSM nicht immer das günstige Abbauverhalten im Boden und in der Sickerwasserzone zeigen, das ihnen von der Herstellern und von der BBA als Zulassungsstelle zuerkannt wurde bzw. wird. Insofern war es notwendig und folgerichtig, daß inzwischen einige PBSM entweder verboten wurden oder eine W-Auflage erhielten.

Die Untersuchungen haben jedoch auch gezeigt, daß im Hinblick auf PBSM das hauptsächliche Gefährdungspotential für das Grundwasser

- a) von einem unsachgemäßen Umgang mit PBSM durch die Landwirtschaft,
- b) von dem verbreiteten Einsatz von Totalherbiziden durch die Landwirte auf ihren Hofflächen, durch Kommunen und durch Privatpersonen sowie
- c) von dem linienförmigen Einsatz von Totalherbiziden zum Schutze von Gleiskörpern vor Unkrautbewuchs

ausgeht. Hieraus ergibt sich ein erheblicher Handlungsbedarf, der inzwischen auch von vielen Stellen erkannt wurde und zu Konsequenzen führte.

Die eigentliche Fragestellung des Projekts, ob nämlich ein nicht nur qualitativer, sondern auch quantitativer Zusammenhang zwischen dem Einsatz von PBSM an der Geländeoberfläche und dem Auftreten dieser Stoffe im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche herzustellen ist, konnte allerdings nicht mit der gewünschten Genauigkeit beantwortet werden. Hierfür fehlten u. a. ausreichend genaue Angaben der Landwirtschaft über die Art, die Menge und den Zeitpunkt der in der Vergangenheit eingesetzten PBSM; außerdem lagen im Untersuchungszeitraum die ausgesprochen trockenen Jahre 1989 bis 1991 mit entsprechend geringen Grundwasserneubildungsraten und anderen, für das Verhalten von PBSM atypischen Bedingungen. Auf der anderen Seite konnten im Verlaufe des Projekts sehr genaue Daten über die Konzentration von PBSM im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche erhoben werden.

Um nun - ausgehend von diesen exakt erhobenen Daten für die PBSM-Konzentration im Grundwasser an der Oberfläche - **retrospektiv** zu ermitteln, wann und in welcher Menge die beobachteten PBSM an der Geländeoberfläche eingesetzt wurden, sollten genau die Simulationsmodelle eingesetzt werden, die zur Berechnung der Verlagerung vom PBSM im Boden und in der Sickerwasserzone von den Behörden eingesetzt werden, die die Wirkstoffe zulassen. Auf diese Weise sollte es möglich werden, zugleich mehrere, die Wasserwirtschaft interessierende Fragen zu beantworten:

- a) Beruhen die im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche beobachteten PBSM-Konzentrationen auf einer typischen Einsatzmenge an der Geländeoberfläche und/oder sind andere Einflußfaktoren auf den PBSM-Transport in der Sickerwasserzone zu berücksichtigen (z. B. preferential flow)?
- b) Unter welchen Voraussetzungen (Bodenbeschaffenheit, Klima, Grundwasserflurabstand, Eigenschaften des PBSM etc.) sollten bestimmte PBSM nicht eingesetzt werden, wenn der Grenzwert gemäß Trinkwasserverordnung im Grundwasser nicht überschritten werden soll?
- c) Können Simulationsmodelle zur Berechnung der Verlagerung von PBSM durch die ungesättigte Zone mit der für die Wasserwirtschaft erforderlichen Genauigkeit eingesetzt werden?

Zusammengefaßt konnte erwartet werden, daß bei Verwendung eines zuverlässigen Datensatzes für

- die klimatischen Bedingungen und die Sickerwasserverlagerung sowie
- die Eigenschaften des Bodens und Sediments im Einzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler und
- die Eigenschaften der betrachteten Wirkstoffe

eine Aussage über die Leistungsgrenzen der verwendeten Simulationsprogramme erhalten wird. Daraus können dann Empfehlungen für den Einsatz dieser Programme, aber auch für den Einsatz von PBSM abgeleitet werden.

Das weitere Vorgehen gliederte sich dann in folgende Schritte:

1. Auswahl der PBSM:

Atrazin, Metribuzin und Isoproturon wurden ausgewählt, weil sie häufig im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche beobachtet wurden. Metamitron wurde ausgewählt, weil es im Untersuchungsgebiet häufig eingesetzt, aber bisher nicht im Grundwasser festgestellt werden konnte.

2. Bestimmung der für die Modelle benötigten Bodenkenndaten (Kap. 9):

Dichte und Wassergehalt (Kap. 9.1), C_{org} (Kap. 9.2), Biomasse (Kap. 9.3), Korngrößenverteilung und Feldkapazität (Kap. 9.4), pH-Wert (Kap. 9.5)

3. Bestimmung und Erhebung von Stoffeigenschaften:

Adsorptionskoeffizienten (k_d -Wert, Kap. 10.1), Wasserlöslichkeit, Halbwertszeiten usw.

4. Erhebung von standortspezifischen Klimadaten (Kap. 11.1):

5. Auswahl und Einsatz der Programme (Kap. 11.3):

PELMO, VARLEACH, LEACHP

9

ERGEBNISSE DER PHYSIKALISCHEN, CHEMISCHEN UND BIOLOGISCHEN CHARAKTERISIERUNG DER BODEN- UND SEDIMENTPROBEN

Wie bereits in Kap. 4.3 beschrieben, wurde in der Nähe der Ortschaft Genhausen ein Schlag ausgewählt, von dem die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens und Sediments exakt bestimmt werden sollten. Unmittelbar grundwasserstromabwärts dieses Schlages befindet sich die Handbohrung HB 6, aus der Proben von der Grundwasseroberfläche entnommen und auf PBSM untersucht wurden (Lage: Abbildung 7, PBSM: Abbildung 17). Die Wahl fiel deshalb auf diesen Schlag, weil davon auszugehen war, daß er hinsichtlich der Landbewirtschaftung und dem Auftreten von PBSM an der Grundwasseroberfläche repräsentativ für das Untersuchungsgebiet ist.

9.1 Lagerungsdichten und Wassergehalte

In der **Tabelle 19** sind die Lagerungsdichten und in **Tabelle 20** die Wassergehalte der untersuchten Boden- und Sedimentproben zusammengestellt.

Tabelle 19: Lagerungsdichte der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3

| Teufe [m] | HB 6/1 [kg/l] | HB 6/2 [kg/l] | HB 6/3 [kg/l] |
|----------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| 0,0 - 0,3 | 1,68 | 1,62 | 1,75 |
| 0,3 - 0,6 | 1,70 | 1,71 | 1,77 |
| 0,6 - 0,9 | 1,70 | 1,79 | 1,83 |
| 0,9 - 1,2 | 1,79 | 1,79 | 1,89 |
| 1,2 - 2,0 | 1,64 | 1,78 | 1,72 |
| 2,0 - 3,0 | 1,79 | 1,74 | 1,66 |
| 3,0 - 4,0 | 1,86 | 1,75 | 1,81 |
| 4,0 - 5,0 | 1,89 | 1,72 | 1,77 |

Tabelle 20: Wassergehalte der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3

| Teufe [m] | HB 6/1 [%] | HB 6/2 [%] | HB 6/3 [%] |
|--------------|---------------|---------------|---------------|
| 0,0 - 0,3 | 13,4 | 12,9 | 10,3 |
| 0,3 - 0,6 | 12,3 | 8,3 | 9,1 |
| 0,6 - 0,9 | 12,2 | 4,0 | 6,1 |
| 0,9 - 1,2 | 7,8 | 3,6 | 3,0 |
| 1,2 - 2,0 | 9,7 | 4,2 | 4,4 |
| 2,0 - 3,0 | 3,2 | 11,0 | 4,9 |
| 3,0 - 4,0 | 2,4 | 3,3 | 2,6 |
| 4,0 - 5,0 | 10,1 | 12,0 | 11,7 |

Die Lagerungsdichten der Boden- und Sedimentproben lagen zwischen 1,6 und 1,9 kg/l. Die Werte für die Wassergehalte nahmen mit zunehmender Teufe von maximal 13,4 % auf minimal 2,4 % ab. Erst im Horizont von 4,0 - 5,0 m Teufe stiegen die Werte wieder auf etwa 10 % an. Hier fing im unteren Teil des Horizonts bereits die wassergesättigte Zone an. Eine Ausnahme bildete der Horizont in einer Teufe von 2,0 - 3,0 m im Bohrprofil HB 6/2: Hier betrug der Wassergehalt 11 %, während er in den anderen beiden Bohrprofilen nur zwischen 3 und 5 % lag. Der erhöhte Wassergehalt in dem Horizont bei HB 6/2 ist durch die Einlagerung von Schluffen zu erklären (Kap. 9.4), die eine erhöhte Wasserbindefähigkeit aufweisen.

9.2 C_{org} -Gehalte

Wie in Kap. 5.3.2.1 bereits erwähnt, erfolgte die Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_{org}) nur in der Fraktion mit einem Partikeldurchmesser < 2 mm. Der C_{org} der Kiesfraktion > 2 mm wurde gleich Null gesetzt. Dies ist möglich, da die Masse der Kiespartikel im Vergleich zur kohlenstoffhaltigen Oberfläche sehr groß und somit der prozentuale Anteil des C_{org} an der Gesamtmasse der Kiesfraktion verschwindend gering ist. Der C_{org} der Gesamtprobe wurde anschließend aus dem C_{org} dieser beiden Teilfraktionen berechnet. Die Ergebnisse der C_{org} -Bestimmung sind in **Tabelle 21** aufgelistet und in **Abbildung 25** graphisch dargestellt.

Tabelle 21: C_{org} -Gehalte der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3

| Teufe [m] | HB 6/1 | HB 6/2 | HB 6/3 |
|--------------|--------|--------|--------|
| | [%] | [%] | [%] |
| 0,0 - 0,3 | 1,145 | 0,958 | 1,217 |
| 0,3 - 0,6 | 0,683 | 0,249 | 0,377 |
| 0,6 - 0,9 | 0,292 | 0,030 | 0,073 |
| 0,9 - 1,2 | 0,075 | 0,035 | 0,020 |
| 1,2 - 2,0 | 0,032 | 0,025 | 0,017 |
| 2,0 - 3,0 | 0,012 | 0,025 | 0,017 |
| 3,0 - 4,0 | 0,010 | 0,012 | 0,011 |
| 4,0 - 5,0 | 0,010 | 0,011 | 0,014 |

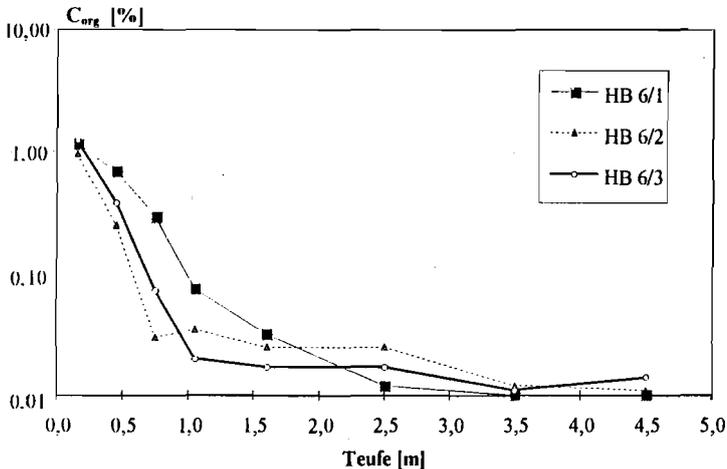


Abbildung 25: Tiefenverteilung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_{org}) in den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3

9.3 Mikrobielle Stoffwechselaktivitäten (Biomasse)

Für Simulationen mit den Modellen PELMO und VARLEACH werden basierend auf der sogenannten „Biomasse“ der Boden- und Sedimentproben, die als Summenparameter für die mikrobielle Stoffwechselaktivität zu verstehen ist, relative Korrekturfaktoren benötigt. Mit deren Hilfe wird dann in den Modellen die Abnahme des Bioabbaus bzw. die Zunahme der Halbwertszeiten mit der Teufe, bezogen auf den Ausgangswert im Oberboden

(0 - 0,3 m), berechnet. Wie aber bereits in Kap. 5.3.3 erwähnt, konnte im vorliegenden Fall nicht die sonst übliche, empirische Berechnung der „Biomasse“ aus der potentiellen Atmung erfolgen. Aus diesem Grund wurde hier direkt die aktuelle Atmung (mikrobielle Stoffwechselaktivität) und nicht die berechnete „Biomasse“ den Korrekturfaktoren zugrunde gelegt. Die Ergebnisse aus diesen Bestimmungen sind in **Tabelle 22** zusammengefaßt.

Tabelle 22: Aktuelle Atmung, berechnet als biotische O₂-Zehrung, der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3

| Teufe [m] | HB 6/1 [µg*h ⁻¹ *kg ⁻¹] | HB 6/2 [µg*h ⁻¹ *kg ⁻¹] | HB 6/3 [µg*h ⁻¹ *kg ⁻¹] |
|--------------|---|---|---|
| 0,0 - 0,3 | 750 | 1080 | 760 |
| 0,3 - 0,6 | 240 | 290 | 90 |
| 0,6 - 0,9 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| 0,9 - 1,2 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| 1,2 - 2,0 | < 0,1 | 1010 | < 0,1 |
| 2,0 - 3,0 | < 0,1 | < 0,1 | 550 |
| 3,0 - 4,0 | < 0,1 | 850 | < 0,1 |
| 4,0 - 5,0 | < 0,1 | < 0,1 | 730 |

Die Angaben beziehen sich auf die Trockenmasse der Proben

9.4 Korngrößenverteilungen und der Feldkapazitäten

Die Korngrößenverteilungen der Boden- und Sedimentproben aus den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 sind in **Tabelle 23** dargestellt. Die Proben sind durch einen hohen Grobsand- und Kiesanteil gekennzeichnet, während der Tonanteil sehr gering ist. Ab einer Teufe von 0,9 m strebte er gegen Null. Ebenso blieb der Schluffanteil unterhalb von 0,9 m Teufe unter 1 %. Eine Ausnahme bildete hierbei das Bohrprofil HB 6/2, bei dem der Horizont von 2,0 bis 3,0 m Teufe einen erhöhten Schluff- und Tongehalt aufwies. Diese Einlagerung von Feinsedimenten hat, verbunden mit einem gleichzeitig erhöhten C_{org}-Gehalt, eine erhöhte Adsorptionsfähigkeit dieses Horizonts gegenüber PBSM zur Folge. Da diese Zone nur in einem der drei Bohrprofile auftrat, ist über ihre räumliche Ausdehnung und insbesondere über ihre Bedeutung für die PBSM-Verlagerung in der Sickerwasserzone des gesamten Schlages keine Aussage möglich.

Insgesamt ist jedoch festzustellen, daß die untersuchten Böden des Typs Parabraunerde einen vergleichsweise geringen Schluff- und Tongehalt und damit eine gute bis sehr gute Wasserdurchlässigkeit aufwies.

Tabelle 23: Ergebnisse der Bestimmung der Korngrößenverteilung des Bodens und Sediments der Profile HB 6/1 bis HB 6/3

| Teufe [m] | Kies [%] | Sand [%] | Schluff [%] | Ton [%] |
|---------------|-------------|-------------|----------------|------------|
| HB 6/1 | | | | |
| 0,0 - 0,3 | 23,5 | 37,5 | 37,0 | 2,0 |
| 0,3 - 0,6 | 12,5 | 43,0 | 41,5 | 3,0 |
| 0,6 - 0,9 | 12,0 | 49,0 | 36,0 | 3,0 |
| 0,9 - 1,2 | 21,7 | 70,7 | 7,6 | - |
| 1,2 - 2,0 | 15,2 | 83,8 | 1,0 | - |
| 2,0 - 3,0 | 20,1 | 79,4 | 0,5 | - |
| 3,0 - 4,0 | 34,9 | 64,5 | 0,6 | - |
| 4,0 - 5,0 | 18,1 | 80,9 | 1,0 | - |
| HB 6/2 | | | | |
| 0,0 - 0,3 | 26,0 | 36,0 | 36,5 | 1,5 |
| 0,3 - 0,6 | 49,0 | 30,0 | 20,0 | 1,0 |
| 0,6 - 0,9 | 59,0 | 33,5 | 7,5 | - |
| 0,9 - 1,2 | 43,5 | 55,6 | 0,9 | - |
| 1,2 - 2,0 | 16,6 | 82,8 | 0,6 | - |
| 2,0 - 3,0 | 35,0 | 43,5 | 19,5 | 2,0 |
| 3,0 - 4,0 | 22,0 | 77,1 | 0,9 | - |
| 4,0 - 5,0 | 28,9 | 70,2 | 0,9 | - |
| HB 6/3 | | | | |
| 0,0 - 0,3 | 11,5 | 46,5 | 39,0 | 3,0 |
| 0,3 - 0,6 | 16,5 | 46,5 | 34,0 | 3,0 |
| 0,6 - 0,9 | 47,0 | 36,5 | 14,5 | 2,0 |
| 0,9 - 1,2 | 35,4 | 64,1 | 0,5 | - |
| 1,2 - 2,0 | 12,8 | 86,7 | 0,5 | - |
| 2,0 - 3,0 | 8,0 | 91,4 | 0,6 | - |
| 3,0 - 4,0 | 39,9 | 59,7 | 0,4 | - |
| 4,0 - 5,0 | 8,4 | 90,6 | 1,0 | - |

Die Feldkapazitäten zeigen einen Trend, der sich proportional zum jeweiligen Schluff- und Tonanteil der Proben verhält (Tabelle 24).

Tabelle 24: Feldkapazitäten der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3

| Teufe [m] | HB 6/1 [mm/dm] | HB 6/2 [mm/dm] | HB 6/3 [mm/dm] |
|--------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 0,0 - 0,3 | 19 | 19 | 22 |
| 0,3 - 0,6 | 21 | 12 | 20 |
| 0,6 - 0,9 | 21 | 5 | 13 |
| 0,9 - 1,2 | 8 | 5 | 5 |
| 1,2 - 2,0 | 7 | 7 | 7 |
| 2,0 - 3,0 | 6 | 16 | 7 |
| 3,0 - 4,0 | 5 | 6 | 5 |
| 4,0 - 5,0 | 7 | 6 | 7 |

In **Abbildung 26** ist der Tiefenverlauf des für die PBSM-Verlagerung im Boden bedeutsamen Schluffgehalts für die drei Profile HB 6/1 bis HB 6/3 dargestellt.

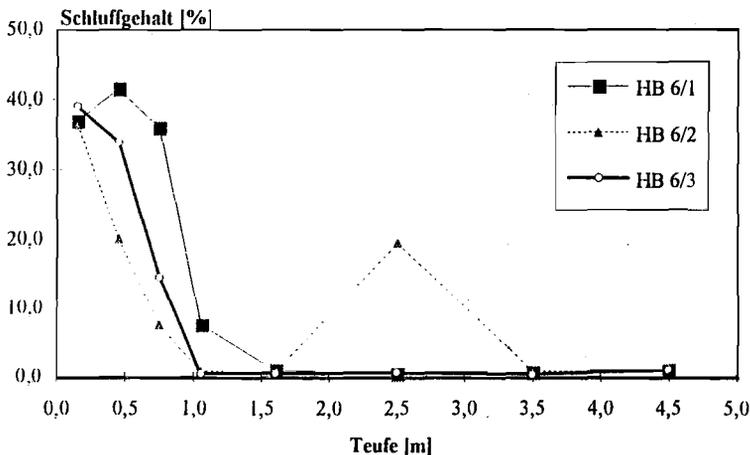


Abbildung 26: Tiefenverteilung des Schluffgehaltes in den Bohrprofilen HB 6/1 - HB 6/3

In **Abbildung 27** ist der Tiefenverlauf der Feldkapazitäten der Proben aus den Profilen von HB 6/1 bis HB 6/3 dargestellt. Auffällig ist der Anstieg der Feldkapazität im Bohrprofil HB 6/2 in einer Teufe von 2,0 - 3,0. Er ist ebenfalls auf die bereits erwähnte Schluffeinlagerung und der damit verbundenen erhöhten Wasserspeicherfähigkeit zurückzuführen.

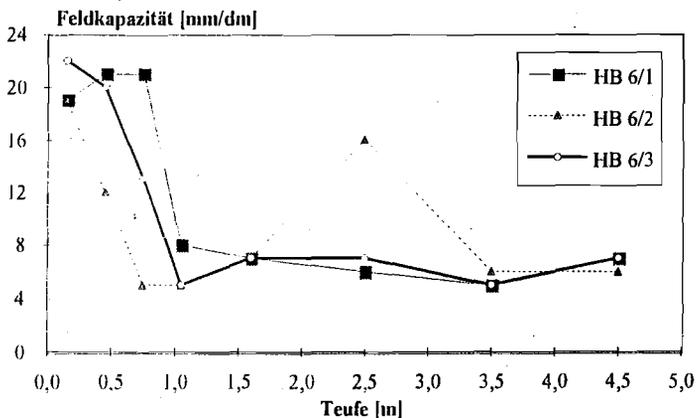


Abbildung 27: Tiefenverlauf der Feldkapazität in den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3

In der folgenden **Abbildung 28** ist am Beispiel des Bohrprofils HB 6/2 der Zusammenhang zwischen Schluffgehalt, Feldkapazität und Wassergehalt der Boden- und Sedimentproben dargestellt.

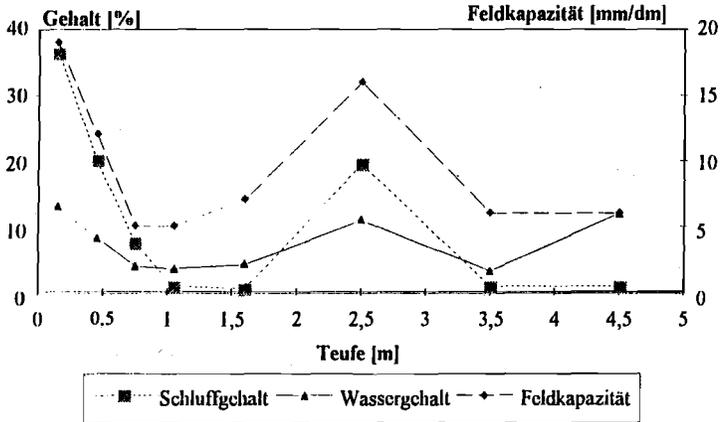


Abbildung 28: Vergleich zwischen Wassergehalt, Schluffgehalt und Feldkapazität am Beispiel des Bohrprofils HB 6/2

Es ist deutlich zu erkennen, daß die Feldkapazität und der Wassergehalt maßgeblich vom Schluffgehalt beeinflußt werden.

9.5 pH-Werte

Die ermittelten Boden- und Sediment-pH-Werte sind in der **Abbildung 29** als Tiefenprofile graphisch dargestellt.

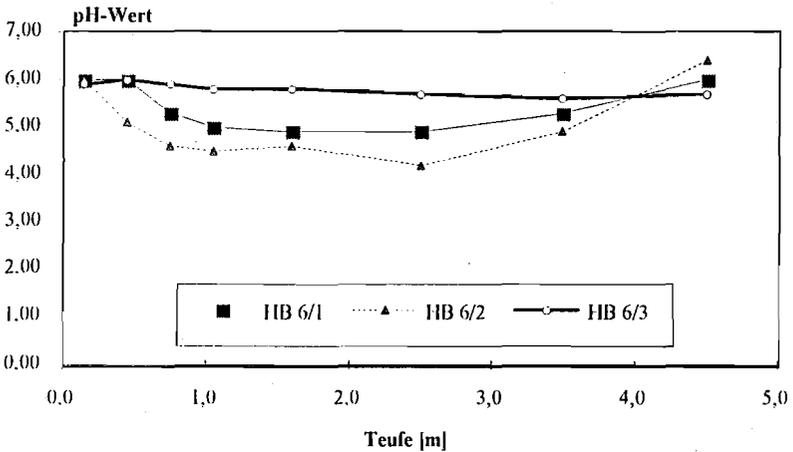


Abbildung 29: Teufenverlauf der pH-Werte in den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3

Bei allen drei Bohrprofilen ist der Oberboden schwach sauer (\gg pH 6). In der Sickerwasserzone sinkt der pH-Wert dann weiter bis auf etwa 4,2 (HB 6/2) ab. Mit dem Übergang zur gesättigten Zone steigt er schließlich wieder etw 6 an.

9.6 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse der Charakterisierung der Boden- und Sedimentproben

Die meisten Ergebnisse der petrographischen, chemischen und physikalischen Untersuchungen der Boden- und Sedimentproben zeigten erwartete und plausible Teufenverläufe innerhalb der Profile. Insbesondere sind hier die mit der Teufe stark abnehmenden Gehalte an organischen Stoffen und Feinsedimentanteilen (Tone, Schluffe) zu nennen, da sie mehr oder weniger ausgeprägt die Fähigkeit besitzen, PBSM adsorptiv zu binden. Unterhalb von 1 m Teufe waren die gemessenen Gehalte so gering, daß Wirkstoffe, die hier ankommen, praktisch nicht mehr abgebaut und gebunden werden können und nahezu ohne weitere Verzögerung gemeinsam mit dem Sickerwasser zur Grundwasseroberfläche transportiert werden.

Weiterhin zeigten die Boden- und Sedimenteigenschaften untereinander erwartete Korrelationen. Dies konnte am Beispiel der Feldkapazitäten, Wasser- und Schluffgehalte verdeutlicht werden (Abbildung 28). Die Ergebnisse weisen insgesamt auf eine starke vertikale und horizontale Variabilität der physikalischen, chemischen und biochemischen Bodenkenndaten hin, obwohl die Abstände der drei Bohrpunkte untereinander nur 20 m

betrogen. Dies läßt auch die Vermutung zu, daß die im folgenden Kap. 10 behandelten k_d -Werte keinen einheitlichen Verlauf aufweisen werden und daß selbst auf kleinen Flächen, die makroskopisch anhand der Oberbodeneigenschaften sehr ähnlich zu sein scheinen, das Verlagerungsverhalten von PBSM innerhalb der Sickerwasserzone sehr unterschiedlich sein kann.

Die aktuelle Atmungsaktivität der Boden- und Sedimentproben (Kap. 9.3) zeigt in einigen Fällen erstaunlicherweise eine erhöhte mikrobielle Stoffwechselaktivität unterhalb von 1,20 m Teufe an (**Tabelle 22**). In diesem Bereich wird normalerweise nur eine ausgesprochen geringe mikrobielle Aktivität erwartet. Ein Fehler bei der Messung der aktuellen Atmung kann mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Möglicherweise gelangten jedoch während der Probenahme bzw. der Probenaufarbeitung geringe Mengen an organischem Material (Bodenpartikel) und damit eine größere Anzahl an Mikroorganismen in diese Proben.

Wie in Kap. 9.4 ausgeführt wurde, lassen die Korngrößenverteilungen eine rasche Wasserverlagerung in den untersuchten Profilen erwarten. Dies ist aus den hohen Kies- und Grobsandanteilen zu schließen. Aus dem gleichen Grund ist jedoch die Entstehung ausgeprägter Makroporen-Systeme (z. B. Regenwurmkanäle, Risse, Spalten) vergleichsweise unwahrscheinlich, da sie angesichts der hohen Anteile an Sand und Kies sehr instabil wären. Ein lokal begrenzter, beschleunigter Fluß des Sickerwassers durch Makroporen (preferential flow) ist demnach nur in geringem Umfang zu erwarten.

10 ERGEBNISSE DER SORPTIONSVERSUCHE

10.1 k_d -Werte der Boden- und Sedimentproben

Um zu ermitteln, welche Kontaktzeiten zur Einstellung des Verteilungsgleichgewichts eines Wirkstoffs zwischen der Wasserphase einerseits und der Festphase andererseits notwendig sind, wurden zunächst Vorversuche mit Proben des Profils HB 6/2 durchgeführt. Gemäß Vorschrift (EEC, 1992) wird der Zeitpunkt, bei dem sich die Adsorption im Vergleich zum vorherigen Wert nur noch um maximal 10 % geändert hat, als Zeitpunkt der Gleichgewichtseinstellung angenommen. Für die betrachteten Wirkstoffe Atrazin, Isoproturon, Metamitron und Metribuzin erwies sich eine Schütteldauer von 16 h als ausreichend. Diese Zeitdauer entspricht der, die in der Literatur auch für eine Reihe anderer Wirkstoffe veröffentlichten Zeitdauer (VON OEPEN, 1990; KLEIN UND KLEIN, 1990). Deshalb wurde eine **Schüttelzeit von 16 Stunden** für alle folgenden k_d -Wert-Bestimmungen verwendet.

In der **Abbildung 30** ist beispielhaft die Adsorptionskinetik für Atrazin in Bodenproben aus drei unterschiedlichen Teufen dargestellt. Nach der Gleichgewichtseinstellung nach etwa 16 Stunden Schütteldauer zeigen diese Kurven einen weiteren leichten Anstieg. Dies ist möglicherweise eine Folge zunehmender Bindungsstärke zwischen dem Wirkstoff und dem Boden bzw. Sediment. Weiterhin ist in der **Abbildung 30** sehr deutlich die erwartete Abnahme der Adsorption mit der Teufe zu erkennen. Diese Abnahme ist hauptsächlich durch die mit der Teufe abnehmenden Gehalte an Schluffen bzw. Tonen sowie an organischen Stoffen begründet (Kap. 9.2, Kap. 9.4).

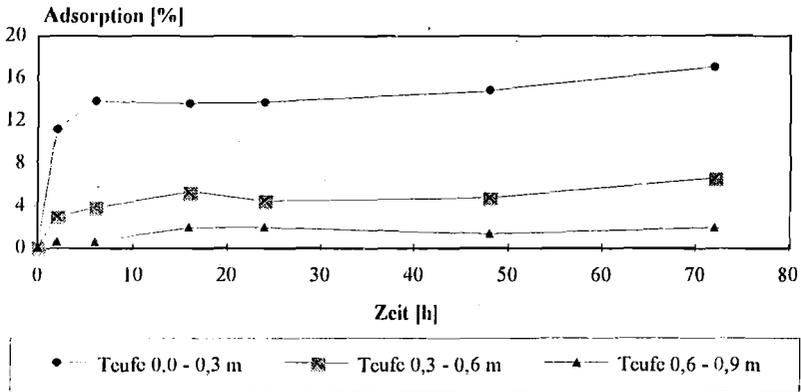


Abbildung 30: Sorptionskinetiken für Atrazin am Beispiel der Oberbodenproben aus dem Bohrprofil HB 6/2

In **Tabelle 25** sind die k_d -Werte aller Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3 zusammengestellt.

Da wegen des hohen Arbeitsaufwands nur jeweils eine Doppelbestimmung pro Probe und Wirkstoff durchgeführt werden konnte, ist die Berechnung von Standardabweichungen für die einzelnen k_d -Werte nicht möglich. Aus dem gleichen Grund ist eine Beurteilung der Schwankungsbreite der Meßwerte recht unsicher. Dennoch wurden die k_d -Werte für jeweils den gleichen Horizont aller drei Bohrprofile bewertet. Dabei ergab sich das folgende Ergebnis: Mit zunehmender Teufe und damit abnehmenden k_d -Werten nahm die Schwankungsbreite der Meßwerte zu. Sie lag im Horizont von 0 bis 0,3 m Teufe bei etwa 5 %, beim Horizont von 0,9 bis 1,2 m Teufe schon bei etwa 40 % und bei Horizonten mit einer Teufe von mehr als 1,20 m sogar bei bis zu 100 %. Diese Schwankungsbreite ist nicht nur auf die angewandte analytische Methode sondern gewiß auch auf die unterschiedlichen Anteile an Schluff, Ton und organischen Stoffen in den Horizonten gleicher Teufe zurückzuführen.

Tabelle 25: k_d -Werte der Boden- und Sedimentproben aus den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 (Schütteldauer 16 Stunden)

| Tiefe [m] | k_d -Werte [ml/g] | | | | |
|---------------|---------------------|-------------|------------|------------|------|
| | Atrazin | Isoproturon | Metribuzin | Metamitron | |
| HB 6/1 | 0,0 - 0,3 | 1,00 | 0,88 | 0,35 | 0,89 |
| | 0,3 - 0,6 | 0,52 | 0,44 | 0,14 | 0,51 |
| | 0,6 - 0,9 | 0,26 | 0,24 | 0,02 | 0,12 |
| | 0,9 - 1,2 | 0,13 | 0,06 | 0,01 | 0,03 |
| | 1,2 - 2,0 | 0,10 | 0,06 | 0,00 | 0,00 |
| | 2,0 - 3,0 | 0,08 | 0,05 | 0,04 | 0,03 |
| | 3,0 - 4,0 | 0,10 | 0,00 | 0,07 | 0,09 |
| | 4,0 - 5,0 | 0,08 | 0,04 | 0,05 | 0,02 |
| HB 6/2 | 0,0 - 0,3 | 0,89 | 0,97 | 0,22 | 1,13 |
| | 0,3 - 0,6 | 0,26 | 0,11 | 0,06 | 0,97 |
| | 0,6 - 0,9 | 0,09 | 0,06 | 0,02 | 0,28 |
| | 0,9 - 1,2 | 0,03 | 0,00 | 0,00 | 0,21 |
| | 1,2 - 2,0 | 0,08 | 0,00 | 0,01 | 0,02 |
| | 2,0 - 3,0 | 0,11 | 0,17 | 0,02 | 0,20 |
| | 3,0 - 4,0 | 0,04 | 0,00 | 0,00 | 0,15 |
| | 4,0 - 5,0 | 0,02 | 0,06 | 0,02 | 0,13 |
| HB 6/3 | 0,0 - 0,3 | 0,76 | 1,01 | 0,39 | 0,80 |
| | 0,3 - 0,6 | 0,16 | 0,15 | 0,12 | 0,40 |
| | 0,6 - 0,9 | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,17 |
| | 0,9 - 1,2 | 0,03 | 0,03 | 0,00 | 0,15 |
| | 1,2 - 2,0 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,26 |
| | 2,0 - 3,0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,40 |
| | 3,0 - 4,0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,32 |
| | 4,0 - 5,0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,30 |

In **Abbildung 31** ist für das Bohrprofil HB 6/2 der Tiefenverlauf der k_d -Werte der einzelnen Wirkstoffe dargestellt. Deutlich zu erkennen ist eine starke Abnahme der k_d -Werte mit der Tiefe. Im Horizont von 2,0 bis 3,0 m Tiefe steigt der k_d -Wert aller 4 Wirkstoffe nochmals an, was auf eine dort vorhandene Schluffeinlagerung zurückzuführen ist. Diese Besonderheit wurde bei den beiden anderen Bohrprofilen nicht beobachtet.

Die Abnahme der k_d -Werte mit zunehmender Tiefe ist stoffspezifisch verschieden stark ausgeprägt. Das kann als Hinweis darauf gewertet werden, daß die adsorptiv wirksamen Faktoren eine unterschiedliche, stoffspezifische Wirkung bei der Sorption der Wirkstoffe ausüben können. Metamitron zeigt hier, insbesondere in den tieferen Horizonten, die höchsten k_d -Werte der vier untersuchten Stoffe.

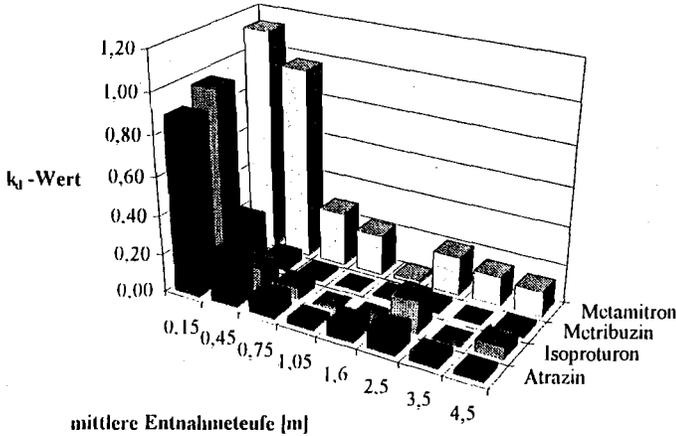


Abbildung 31: k_d -Werte für Metamitron, Metribuzin, Isoproturon und Atrazin in Abhängigkeit von der Tiefe am Beispiel des Profils HB 6/2

Beim Profil HB 6/1 fällt der vergleichsweise flache k_d -Wert-Verlauf gegenüber den mit der Tiefe viel schneller abnehmenden k_d -Werten bei HB 6/3 auf (s. auch **Tabelle 25**). Der erneute Anstieg der k_d -Werte im Horizont von 2,0 bis 3,0 m Tiefe beim Profil HB 6/2, ist nochmals in **Abbildung 32** am Beispiel von Isoproturon erkennbar. Hier zeigt sich, daß nur in diesem Profil ein Anstieg zu beobachten ist, da hier die bereits erwähnte Schluffeinlagerung auftrat. Die beobachteten Kurvenverläufe lassen vermuten, daß Wirkstoffe im Profil HB 6/1 langsamer als bei HB 6/3 transportiert werden und somit bei HB 6/3 ein Eintrag von PBSM ins Grundwasser schneller verläuft und auch wahrscheinlicher ist.

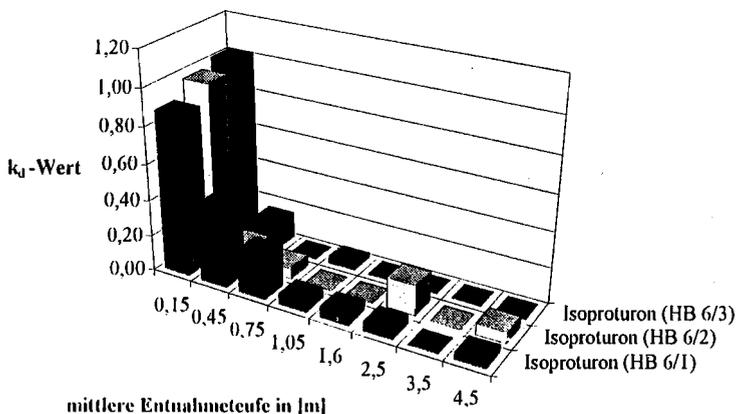


Abbildung 32: Vergleich des Tiefenverlaufs der k_d -Werte bei den drei Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 am Beispiel von Isoproturon

Die Beziehung des k_d -Werts zum Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff und zum Schluffgehalt der Boden- und Sedimentproben ist in den **Abbildungen 33** und **34** am Beispiel von Atrazin und Isoproturon dargestellt. Die Korrelationen wurden für das Profil HB 6/2 dargestellt, da hier die Abhängigkeit der PBSM-Sorption von den unterschiedlichen Faktoren besonders deutlich wird: Im Oberboden (bis zu etwa 1 m Tiefe) liegt eher eine Abhängigkeit des k_d -Werts vom C_{org} -Gehalt und im Sediment (über 1 m Tiefe) eher ein Zusammenhang mit dem Schluff- bzw. Tonanteil vor.

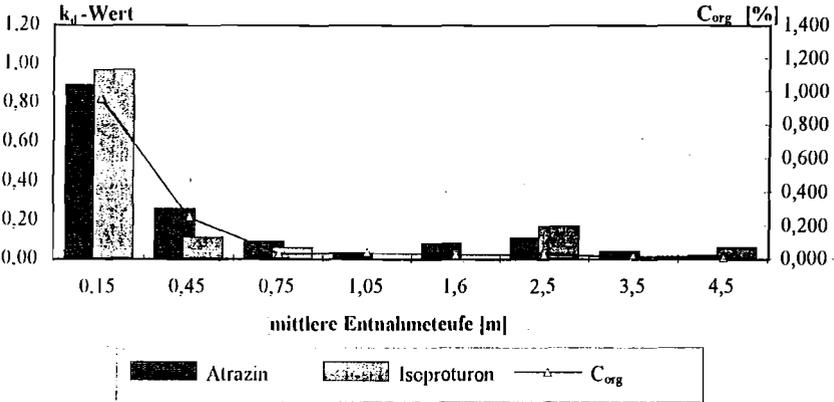


Abbildung 33: Beziehung zwischen dem k_d -Wert von Atrazin bzw. Isoproturon und dem C_{org} -Gehalt der Boden- und Sedimentproben am Beispiel des Profils HB 6/2

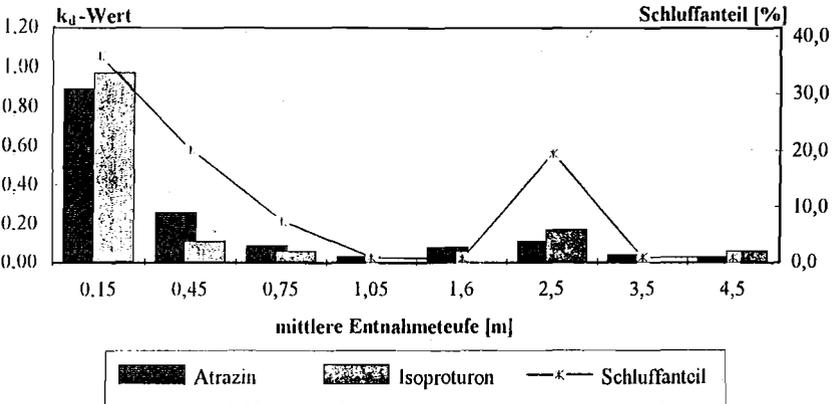


Abbildung 34: Beziehung zwischen dem k_d -Wert von Atrazin bzw. Isoproturon und dem Schluffanteil der Boden- und Sedimentproben am Beispiel des Profils HB 6/2

10.2 Diskussion der Ergebnisse der Sorptionsversuche

Die ermittelten k_d -Werte erwiesen sich hauptsächlich als vom C_{org} und dem Schluff- bzw. Tongehalt der Boden- bzw. Sedimentproben abhängig. Hierbei zeigte sich, daß bei einem C_{org} -Gehalt von über 0,1 % (Boden) die organischen Stoffe im wesentlichen die Adsorption bestimmen und daß bei abnehmenden C_{org} -Gehalten (Sediment) der k_d -Wert

stärker vom Ton- und Schluffgehalt geprägt ist. So führt beispielsweise der hohe Schluffgehalt im Profil HB 6/2 bei 2,0 bis 3,0 m Teufe zu einem deutlichen Anstieg der k_d -Werte (Abbildung 34). Die Sorptionsfähigkeit der Schluffe und Tone resultiert zum größten Teil aus ihrer sehr großen spezifischen Oberfläche. Im humusreichen Boden kann die Kombination von Tonen und organischen Stoffen zur Bildung von Ton-Huminstoff-Komplexen führen, wodurch viele Sorptionsplätze blockiert werden und die k_d -Werte abnehmen (BUNTE ET AL., 1991).

Insgesamt erwies sich die Bestimmung der k_d -Werte als problematisch, da nur im Oberboden bis zu 0,6 m Teufe gut reproduzierbare Ergebnisse mit einer Schwankungsbreite von < 10 % erhalten wurden. In größeren Teufen - ab etwa 1,2 m - überstieg die Schwankungsbreite der Analysenwerte mitunter 100 %. Eine weitere Optimierung des Bestimmungsverfahrens (VON OEPEN, 1990), indem die Bodenproben sterilisiert und nur die Fraktionen < 2 mm untersucht werden, könnte bei den Proben aus dem Bereich unterhalb von 1,2 m Teufe zu einer Verminderung der Schwankungsbreite führen. Jedoch muß dann ein deutlicher Verlust an „Realitätsnähe“ in Kauf genommen werden. Im Sedimentbereich sind die k_d -Werte bei Adsorptionen unterhalb von 1 % so gering, daß bereits die analytischen Fehler der HPLC-Meßmethode zu Streuungen der Meßwerte von über 100 % führen können. Somit muß die Qualität der k_d -Werte aus dem Sedimentbereich, besonders im Hinblick auf deren Einsatz in den Simulationsmodellen kritisch eingeschätzt werden. Genauere k_d -Werte für den Sedimentbereich können wahrscheinlich nur bei Verwendung radioaktiv markierter Wirkstoffe erhalten werden.

Daneben ist die Bestimmung der k_d -Werte in Batch-Versuchen im Hinblick auf deren Übertragbarkeit auf in-situ-Verhältnisse problematisch. Zwar korrelieren die auf diese Weise ermittelten Werte oft recht gut mit denen, die anhand von Untersuchungen an geschütteten Säulen bestimmt wurden (KLEIN ET AL., 1993), jedoch liegen die Werte vermutlich oft für Aquiferbedingungen zu hoch (MATTHEB UND BEDBUR, 1991). Eine exakte Bestimmung von k_d -Werten ist nur unter Verwendung von ungestört entnommenen Boden- und Sedimentsäulen möglich. Die auf diese Weise erhaltenen Werte liegen zumeist deutlich unter den durch Batch-Versuche ermittelten k_d -Werten (NORDMEYER ET AL., 1991).

Die bestimmten K_d -Werte gelten nur für die einzelnen Wirkstoffe, nicht aber für die in der Landwirtschaft eingesetzten PBSM - Präparate die Formulierungsstoffe und teilweise mehrere PSM enthalten. Um möglichst realistische Werte zu erhalten, müßten somit auch

bei der k_d -Wert-Bestimmung PBSM-Formulierungen verwandt werden. Die in den üblichen Formulierungen enthaltenen Hilfsstoffe können speziell im Oberboden die Adsorptionsvorgänge beeinflussen (KLEIN ET AL, 1993). Im Unterboden sollte hingegen durch eine zunehmende „chromatographische Trennung“ der Stoffe eine Entmischung eintreten. Für die Sedimentproben aus diesem Bereich ist die Anwendung von PBSM-Formulierungen bei der k_d -Wert-Bestimmung demnach sicherlich nicht notwendig.

Zur Minimierung des Untersuchungsaufwands wäre eine Bestimmung der k_d -Werte im Wirkstoffcocktail im Prinzip möglich gewesen (MATTHIEB UND BEDBUR, 1991), da normalerweise von einer Sättigung der Adsorptionsplätze im Boden oder Sediment durch die untersuchten oder andere, bereits vorhandene und sorbierte Stoffe („Altlasten“) nicht anzunehmen ist und somit keine gegenseitige Beeinflussung von Adsorptionsvorgängen stattfinden sollte. Üblicherweise werden aber Einzelbestimmungen durchgeführt, weil dies durch die OECD-Guideline 106 (EEC, 1992) gefordert wird.

Für einen optimierten Einsatz der k_d -Werte in Simulationsmodellen sollte zusätzlich deren Änderung mit der Zeit berücksichtigt werden, was in der Literatur oft etwas unspezifisch als „Alterung“ bezeichnet wird (MATTHIEB UND BEDBUR, 1991; WALKER, 1987). In der vorliegenden Form geben die k_d -Werte nämlich nur die Sorption eines Stoffes an der Matrix zu einem bestimmten Zeitpunkt wieder. Es ist jedoch bekannt, daß die Stärke der Bindung eines Stoffes mit der Zeit deutlich zunehmen kann. Es werden möglicherweise sogar kovalente Bindungen ausgebildet, wodurch es zur Bildung sogenannter „nicht extrahierbarer Rückstände“ kommt. Ob die Verwendung der FREUNDLICH-Gleichung zur mathematischen Beschreibung der Adsorption am günstigsten ist oder besser Ansätze von LANGMUIR oder anderen Autoren benutzt werden sollten, kann hier nicht geklärt werden. Die FREUNDLICH-Gleichung wird aber wegen ihrer Einfachheit und der Übereinstimmung mit den OECD-Vorschriften sehr häufig angewendet und liefert zumeist plausible Ergebnisse (KLEIN ET AL. 1993).

11 ERGEBNISSE DER MODELLRECHNUNGEN ZUR VERLAGERUNG VON WASSER UND PBSM DURCH DIE SICKERWASSERZONE

11.1 Klimadaten

Für die Simulation der Verlagerung von Wasser und PBSM durch den Boden und das Sediment zur Grundwasseroberfläche wurden folgende Klimadaten verwendet, die in der Zeit vom 1.4.1982 bis zum 1.5.1993 in der HYDROLOGISCHEN STATION MÖNCHENGLADBACH-RHEINDAHLEN erhoben wurden:

- Datum (im Format Monat, Tag, Jahr)
- Niederschlag [cm]
- Verdunstung [cm]
- Lufttemperatur um 14⁰⁰ Uhr [°C]
- mittlere Tagestemperatur [°C]
- tägliche Temperaturspanne ($T_{\max}-T_{\min}$) [°C]
- relative Luftfeuchte um 14⁰⁰ Uhr [%]

Damit lag ein für das Einzugsgebiet des Wasserwerks Gatzweiler lückenloser Datensatz über die klimatischen Bedingungen vor, der für die folgenden Simulationen eine hervorragende Grundlage bildete.

11.2 Berechnung des Bodenwasserhaushalts mit dem Modell HYDROSTAT

Das Programm HYDROSTAT dient der Berechnung des Bodenwasserhaushalts und der quantitativen Analyse von Wasserflüssen in der Sickerwasserzone. Die Resultate dieser Berechnungen können in Form von Zeit-Tiefen-Kurven ausgegeben werden. **Abbildung A10** zeigt die Ergebnisse von 3 verschiedenen Simulationsläufen für die Zeit von August '91 bis Oktober '93. Zur Erklärung:

- Simulationslauf 4:** Berechnung der Evapotranspiration nach HAUDE
- Simulationslauf 5:** wie 4, jedoch Erhöhung der jährlichen Verdunstungsrate um 10 %
- Simulationslauf 6:** wie 4, jedoch Erhöhung der jährlichen Verdunstungsrate um 20 %

Bei der Interpretation solcher Kurven sind folgende Grundsätze zu beachten (in Anlehnung an DUYNISVELD und STREBEL, 1984):

- (1) Die vertikale Wasserbewegung wird unter der Annahme des Verdrängungsprinzips beschrieben.
- (2) Das Bodenprofil ist in Δz cm mächtige Schichten (entsprechend der Unterteilung in Kompartimente in den Steuerdateien) untergliedert. Jedes Kompartiment enthält eine bestimmte, aus dem Wassergehaltsprofil errechnete Anfangswassermenge. Das bedeutet, daß sich zu Beginn einer Simulationsperiode in den Δz cm mächtigen Schichten unterschiedliche Wassergehalte befinden.
- (3) Bei Simulationsbeginn werden die einzelnen Schichten und die darin enthaltenen Wassermengen von horizontalen Flächen begrenzt.
- (4) Durch Niederschläge und aufgrund des angenommenen Verdrängungsprinzips ('reiner' konvektiver Transport) erfolgt eine Tiefenverlagerung der Grenzflächen.
- (5) Der Abstand zwischen den Grenzflächen bzw. die Mächtigkeit der in die Tiefe verlagerten Kompartimente kann sich verändern, weil dem Boden durch Pflanzenwurzeln Wasser entzogen wird oder die in einer Schicht befindliche Wassermenge in einen Bereich höheren oder niedrigeren Wassergehaltes eintritt, wodurch ein zwischen zwei Grenzflächen befindliches Volumen gestaucht bzw. gedehnt wird. Im Falle der Wasserentnahme durch Pflanzenwurzeln kommt es zu Stauchungseffekten, die für die oberflächennahen Kompartimente in der Vegetationsperiode typisch sind. In Stauchungsbereichen kommt es zu einer verstärkten 'Ansammlung' von Wasser (Stauung), was gleichbedeutend mit einer Verzögerung der Versickerung und verringerter Wiederergänzung ist. Dagegen zeigen Dehnungsbereiche eine Erhöhung des hydraulischen Potentials an und sind damit als antreibende Kraft der Bodenwasserbewegung zu verstehen. Die sich so durch die vertikale Verlagerung in ihrer Mächtigkeit ändernde Schicht wird als „Tiefenintervall“ bezeichnet.

Es ist allerdings hervorzuheben, daß sich Dehnung und Stauchung nicht gegenseitig ausschließen, sondern gedehnte Tiefenintervalle durchaus gestaucht werden können.

- (6) Niederschlagsereignisse bewirken, daß an der Geländeoberfläche neue Tiefenintervalle hinzutreten, wenn das oberste Tiefenintervall an einem Tag „überquillt“, d. h. seine Mächtigkeit größer Δz cm wird. Dies verdeutlicht, daß ein Tiefenintervall nicht mehr Wasser aufnehmen kann als man ihm vor Simulationsbeginn durch Δz cm vorgegeben hat.

Aus den Zeit-Tiefen-Kurven ist zwar die Sickerzeit, aber nicht direkt die Wassergehaltsänderung in den Kompartimenten abzulesen. Über die Zeit-Tiefen-Kurven ist nur eine Aussage relativer Wassergehaltsunterschiede zwischen verschiedenen Tiefenintervallen (Dehnung, Stauchung) möglich.

In **Abbildung A10** sind die Zeit-Tiefen-Kurven der unterschiedlichen Simulationsläufe dokumentiert. Die Kurven stimmen gut überein, da mit Ausnahme der Verdunstung

alle übrigen Parameter identisch sind. Man unterscheidet Perioden mit verstärkter Versickerung und damit Wiederergänzung von solchen mit deutlicher Retardation (Verzögerung), die den wasserwirtschaftsjährlichen Gang mit Grundwasserneubildung von November bis April bzw. relative Stillstandsperioden von Mai bis Oktober widerspiegeln sollten. Die Wasserwirtschaftsjahre 1989 bis 1993 (Simulationszeitraum) sind durch fünf Zyklen, die jeweils aus einer Wiederergänzungs- und einer Stagnationsphase bestehen, gekennzeichnet (Tabelle 26). Bereits im August 1993 beginnt der nächste Zyklus noch vor Ende des Wasserwirtschaftsjahres 1993, hervorgerufen durch die höheren Niederschläge während der gesamten Vegetationsperiode.

Tabelle 26: Übersicht über Wiederergänzungs- und Stagnationsphasen der Bodenwasserbewegung

| Zyklus | Phase der Wiederergänzung von Monat/Jahr bis Monat/Jahr | | Phase der Stagnation von Monat/Jahr bis Monat/Jahr | |
|--------|--|-------|---|-------|
| | I | 11.88 | 4.89 | 5.89 |
| II | 10.89 | 2.90 | 3.90 | 10.90 |
| III | 11.90 | 3.91 | 4.91 | 10.91 |
| IV | 11.91 | 4.92 | 4.92 | 10.92 |
| V | 11.92 | 2.93 | 3.93 | 8.93 |

Diese Untergliederung hat für die drei Simulationsläufe Gültigkeit, jedoch kommt es zu quantitativen Abweichungen, die sich allerdings erst in stärkerem Ausmaß bei Erhöhung der ursprünglichen Verdunstung (Simulationslauf 4) auf 20 % (Simulationslauf 6) bemerkbar machen.

Die Tabelle 26 zeigt, daß die Stillstandsperioden im Untersuchungszeitraum von größerer Bedeutung sind, insbesondere in den Wasserwirtschaftsjahren 1990 und 1991. Dies deckt sich gut mit den gemessenen Sickerwasserraten in den Lysimetern der HYDROLOGISCHEN STATION MÖNCIENGLADBACH-RHEINDAILEN. Es zeigt sich, daß die Phasen der Stagnation der Bodenwasserbewegung (Verzögerung) nicht nur auf die Vegetationsperioden beschränkt sind, sondern sich auch auf die Zeiten ausdehnen, die in der Regel durch Wiederergänzung charakterisiert sind (Hinweis auf trockene Winter). Erst mit dem Wasserwirtschaftsjahr 1993 deutet sich ein Wandel in der Witterungssituation an, hin zu deutlich feuchteren und wiederergänzungsreicheren Bedingungen.

Die Phasen der Verzögerung der Bodenwasserbewegung sind durch die Stauchungseffekte markiert. Machen sich Stauchungen durch Beginn der Vegetationsperiode bemerkbar, wie z. B. im Mai 1989, dann tritt kein Wasser aus der ungesättigten Bodenzone in die Grundwasserzone ein. Die Grenzflächen verlaufen horizontal oder werden sogar nach

oben gezogen, was durch die verstärkte Wurzelaktivität der Pflanzen zu erklären ist. Bis in eine Tiefe von etwa 1,8 - 2,0 m ist ein von der Oberfläche her wirksamer Einfluß auf die Zeit-Tiefen-Kurven erkennbar.

Der Zeitraum 5.89 bis 11.89 (I. Vegetationsperiode) ist durch eine extreme Dehnung im untersten Kompartiment gekennzeichnet. Dieser, in diesem Ausmaß im weiteren Verlauf der Simulation nicht mehr auftretende Effekt ist vor allem durch das sehr schnelle Abfallen des Grundwasserspiegels (keine Wiederergänzung) und die Stauchungen in den obersten Kompartimenten zu erklären. So entsteht ein Intervall großer Mächtigkeit, auf das sich nun eine Wassermenge verteilt, für die im Zeitraum von 11.88 bis 4.89 ein deutlich geringeres mächtiges Intervall zur Verfügung stand. (Es liegt ein Tiefenintervall mit hohem Wassergehalt allerdings mit Untersättigung vor.) Ausschlaggebend für die große „Lücke“ ist jedoch vielmehr die Tatsache, daß keine neuen Tiefenintervalle in den Dehnungsbereich eintreten und die Grundwasseroberfläche und die Grenzflächen divergieren. Erst mit beginnender Wiederergänzung ab 10./11.89 schließt sich die „Lücke“, angezeigt durch Konvergenz der Tiefenintervalle mit der Grundwasseroberfläche, d. h. Austritt von Sickerwasser und der Bildung neuen Grundwassers.

Für die Wiederergänzung von Grundwasser sind nicht nur die Wintermonate von Bedeutung, sondern auch Starkniederschläge in den Sommer- und Frühherbstmonaten. Solche starken Niederschlagsereignisse bewirken während der Vegetationsperiode ein kurzfristiges und schnelleres Versickern, wie man es z. B. im Juni/Juli oder September 1990 beobachten kann. Stauchung und das „nach-oben-ziehen“ von Tiefenintervallen in den oberflächennahen Schichten werden aufgehoben und man kann eine Verdichtung (nicht mit Stauchung zu verwechseln) der Grenzflächen beobachten, die mit einem schnellen Auffüllen der wirksamen Poren zu erklären sind. Eine unmittelbare vertikale Verlagerung von Wasser nach Starkniederschlägen ist allerdings nur dann möglich, wenn die oberflächennahen Schichten noch eine relativ hohe Wassersättigung aufweisen. Eine solch hohe Wassersättigung ist während der Wintermonate natürlicherweise eher gegeben als in den Sommermonaten, so daß dann Niederschläge unmittelbarer und tiefgreifender wirken und die Versickerung wesentlich schneller abläuft.

Ebenso wie eine zeitliche, muß es auch eine vertikale, der Geologie bzw. den Bodenphysiken entsprechende Ordnung/Abhängigkeit geben. Mächtigkeitsänderungen von Tiefenintervallen stimmen mit dem Wechsel unterschiedlich durchlässiger Schichten überein. Man beobachtet eine Mächtigkeitszunahme dann, wenn geringer durchlässige Schichten von durchlässigeren unterlagert werden. An solchen Grenzen ist gleichzeitig eine Gefälleänderung der Zeit-Tiefen-Kurven festzustellen, deren Ursache Stau und kurzfristige Verzögerung der Tiefenverlagerung ist. Die Grenzen liegen bei 0,3 (abgeschwächt); 0,8; 2,2 und 3,6 m.

Der Einfluß der Geologie (s. o.), der in den Bodenphysiken repräsentiert wird, drückt sich im Verlauf der Tiefenintervalle in sehr auffälliger Art und Weise aus (**Abbildung A10**). Die an der Oberfläche befindlichen Tiefenintervalle der Zeiträume 11.88 bis 6.89, 12.89 bis 7.90, 12.90 bis 9.91 sowie 1.93 bis 6.93 erfahren bei ihrem vertikalen Transport bis zum Eintritt in das Grundwasser aufgrund der geologischen Inhomogenitäten eine „**Bündelung**“. Das bedeutet, daß Wassertropfen, die zu Beginn und zum Ende der genannten Zeiträume in den Boden eintreten, in etwa zur gleichen Zeit die Grundwasseroberfläche erreichen. Dies gilt in besonderem Maße für die Simulationsläufe 4 und 5 (**Abbildung A10**). Im **Simulation**slauf 6 machen sich allerdings die Auswirkungen der um 20 % erhöhten Verdunstung bemerkbar. Der im November '88 eingetretene Niederschlag erreicht die Grundwasseroberfläche im Vergleich mit Fall 4 und 5 nur geringfügig verzögert, während das Tiefenintervall von 6.89 erst 2.93 mit 10-monatiger Verzögerung die Grundwasseroberfläche erreicht.

Durch die Modifikation und Erweiterung des Programms TRACER (WELLENS und NITSCH, 1992) ist eine Berechnung von Sickerzeiten stark erleichtert worden. Die monatlichen mittleren Abstandsgeschwindigkeiten des Sickerwassers wurden auf der Basis von Tageswerten für jedes Kompartiment ermittelt und zu mittleren Jahreswerten zusammengefaßt (**Tabelle 27** und **28**).

Tabelle 27: Übersicht über die mittlere jährliche Abstandsgeschwindigkeit des Sickerwassers

| Wasserwirtschaftsjahr | Abstandsgeschwindigkeit [cm/a] |
|-----------------------|-----------------------------------|
| 1989 | 159,14 |
| 1990 | 169,73 |
| 1991 | 120,82 |
| 1992 | 213,74 |
| 1993 | 218,18 |

Tabelle 28: Übersicht über die mittleren monatlichen und jährlichen Abstands-
geschwindigkeiten [cm/d] für die Wasserrwirtschaftsjahre 1989 bis 1993

| Monat | WWJ 1989 | WWJ 1990 | WWJ 1991 | WWJ 1992 | WWJ 1993 |
|------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| November | 1,734 | 0,164 | 0,709 | 0,967 | 1,341 |
| Dezember | 0,966 | 1,525 | 1,323 | 1,684 | 0,723 |
| Januar | 0,024 | 0,758 | 0,525 | 0,314 | 1,304 |
| Februar | 0,378 | 1,079 | 0,174 | 0,222 | 0,355 |
| März | 0,632 | 0,117 | 0,132 | 0,559 | -0,271 |
| April | 0,847 | 0,016 | 0,055 | 0,895 | -0,100 |
| Mai | -0,464 | -0,387 | -0,097 | 0,062 | 0,478 |
| Juni | 0,154 | 1,163 | 0,831 | 0,232 | -0,266 |
| Juli | -0,150 | -0,028 | 0,055 | 0,057 | 0,832 |
| August | -0,059 | 0,212 | -0,030 | 0,877 | -0,243 |
| September | 0,422 | 0,728 | 0,099 | 0,244 | 2,401 |
| Oktober | 0,747 | 0,236 | 0,198 | 0,899 | 0,619 |
| Jahreswert | 0,436 | 0,465 | 0,331 | 0,584 | 0,598 |

11.3 Ergebnisse der Modellrechnungen zur Verlagerung der PBSM in der Sickerwasserzone

Es wurden folgende Simulationen durchgeführt:

- Für das Profil HB 6/1 mit dem Wirkstoff Metamitron.
- Für das Profil HB 6/3 mit den Wirkstoffen Atrazin, Isoproturon und Metribuzin.

Hierfür wurden folgende Eingabedaten verwendet:

- **Wachstumsdaten:** Keimen: 1. Mai
(für jedes Jahr gleich) Reife: 1. September
Ernte: 15. September
- **Applikationsdatum:** 5. Mai 1985 (einmalige Applikation!)
- **Applikationsdosis:** Atrazin: 1 kg/ha
(praxisübliche Dosis) Isoproturon: 2 kg/ha
Metamitron: 4 kg/ha
Metribuzin: 0,5 kg/ha
- **Bioabbau:** Atrazin: $k_{\text{bio}} = 0,01420$ $t_{1/2} = 49$ Tage

| | | |
|--------------|----------------------------|---------------------|
| Isoproturon: | $k_{\text{bio}} = 0,02773$ | $t_{1/2} = 25$ Tage |
| Metamitron: | $k_{\text{bio}} = 0,02773$ | $t_{1/2} = 25$ Tage |
| Metribuzin: | $k_{\text{bio}} = 0,02467$ | $t_{1/2} = 28$ Tage |

- k_d -Werte: siehe **Tabelle 25**
- Simulationszeitraum: 1.1.1983 - 31.12.1992 (10 Jahre)
- Sonstiges:
 - keine Berücksichtigung von Run-off oder von Erosion
 - FREUNDLICH-Exponent $1/n = 1,0^*$
 - Simulationsteufe 0 - 5 m

* Die Werte wurden nach der Sensitivitätsanalyse geändert (s. Kap. 11.3.1.1)

Die Daten über die Geschwindigkeit des Bioabbaus wurden aufgrund fehlender eigener Untersuchungen aus der Literatur entnommen, im Hinblick auf die Bodentypen ausgewertet und die in Frage kommenden Werte dann gemittelt (DIBBERN UND PESTEMER, 1992; DOMSCH, 1992; QUENTIN ET AL., 1987; PERKOW, 1992). Die so erhaltenen Werte liegen mit großer Wahrscheinlichkeit über den Werten, die eine Bestimmung der Abbaugeschwindigkeit der PBSM für die Böden aus dem Untersuchungsgebiet ergeben hätte. Dies ist jedoch durchaus im Sinne dieser Untersuchung, da primär eine „worst-case“-Betrachtung durchgeführt werden sollte.

11.3.1 PELMO

Für das Verständnis der nachfolgenden Diagramme ist wichtig, daß jeweils die PBSM-Konzentration des Sickerwassers dargestellt ist, welches zum jeweiligen Zeitpunkt durch eine vertikale Verlagerung die Grundwasseroberfläche erreicht. Dieses Wasser wird im folgenden als „**neugebildetes Grundwasser**“ bezeichnet. Werden die Simulationen nicht bis zur Grundwasseroberfläche (z. B. 0 - 1,2 m Teufe) durchgeführt, bezieht sich die Konzentrationsangabe jeweils auf das Sickerwasser, daß die untere Grenze des Simulationsbereichs verläßt („**aussickerndes Wasser**“). Die in den Diagrammen dargestellte PBSM-Konzentration ist gleich Null, wenn sich kein Wirkstoff im Sickerwasser befindet, aber auch, wenn kein Sickerwasser verlagert wird und sich deshalb kein Grundwasser bildet. Dies ist jedoch nur vor dem ersten und nach dem letzten Auftreten von PBSM im neugebildeten Grundwasser der Fall. Die **Abbildung 35** zeigt die Entwicklung der Grundwasserneubildung sowie das Auftreten von Atrazin an der Grundwasseroberfläche, wenn dieses im Mai 1985 in einer Menge von 1 kg/ha eingesetzt wird: Man erkennt, daß Atrazin erstmals Mitte 1987 mit dem Sickerwasser die Grundwasseroberfläche erreicht. Ende 1992 wird es zum letztenmal beobachtet.

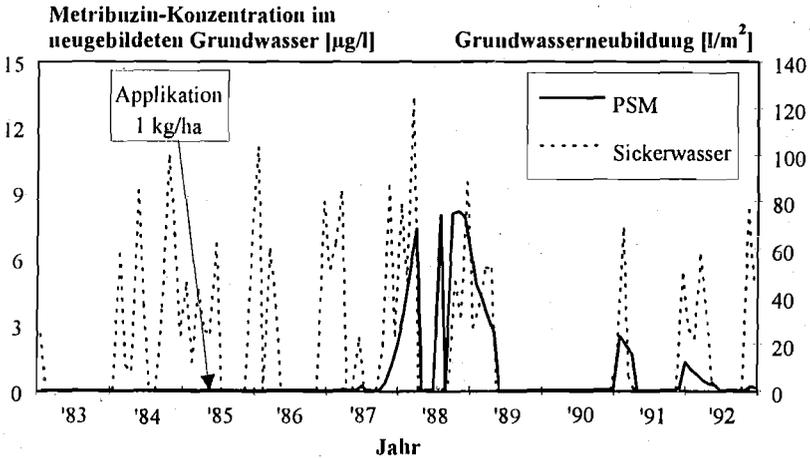


Abbildung 35: Transport von Sickerwasser und Atrazin zur Grundwasseroberfläche in 5 m Teufe bei HB 6/2

Grundsätzlich ist es auch möglich, die Verlagerung von PBSM zur Grundwasseroberfläche mit der Dimension einer Fracht in z. B. g/ha darzustellen. Da jedoch der Wasser-gütefachmann einerseits gewohnt ist, in Konzentrationen zu denken und andererseits der Eindruck vermieden werden sollte, daß die Simulationsergebnisse für größere Flächen repräsentativ sind, wurde die oben gezeigte Dimension gewählt.

Bei Simulationen, die auf eine Teufe bis zu 1,2 m beschränkt sind, wird nicht die PBSM-Konzentration im neugebildeten Grundwasser, sondern die Konzentration im in 1,20 m Teufe in den Unterboden aussickernden Wasser angegeben. Dies wird nachfolgend „PBSM-Konzentration im aussickernden Wasser“ genannt.

Die ersten Simulationsversuche mit PELMO ergaben eine unrealistisch schnelle Verlagerung der PBSM in das Grundwasser. Während Simulationen mit HYDROSTAT (Kap. 11.2) einen Zeitraum von etwa 3,5 Jahren für die **Verlagerung des Wassers** in 3 m Teufe im Bereich Gatzweiler ergaben, lagen die Ergebnisse für die **PBSM-Verlagerung** mit PELMO bei nur etwa 1,5 Jahren. Die Lysimeterversuche (HYDROLOGISCHE STATION MÖNCHENGLADBACH-RIEINDALEN) bestätigten den mit HYDROSTAT berechneten Verlagerungszeitraum. Obwohl der Standort der Lysimeter und des Schlages bei HB 6 sicher nicht ohne weiteres hinsichtlich der Sickerwasserverlagerung zu vergleichen ist, sollte dennoch eine Analyse der Sensitivität bestimmter PELMO-Parameter zeigen, wo die Ursachen für die große Diskrepanz zu suchen sind und wie ggf. realistischere Resultate mit PELMO erzielt werden können.

11.3.1.1 Sensitivitätsanalyse

Im folgenden soll die Auswirkung der Änderung der wichtigen Parameter Verdunstung, Sorption, Halbwertszeit und Verlagerungsteufe auf das Simulationsergebnis diskutiert werden. Auf die Diskussion weiterer, für das Ergebnis weniger relevanter Einflußfaktoren, wird an dieser Stelle verzichtet.

Die in PELMO vorgesehene Möglichkeit, die Evapotranspiration entweder nach HAUDE zu berechnen oder real gemessene Werte einzugeben, wirkte sich, wie **Abbildung 36** zeigt, allein auf den zeitlichen Verlauf des Eintrags der PBSM in das Grundwasser aus. Die Dauer der Bodenpassage der PBSM und die in das Grundwasser eingetragenen Wirkstoffmengen blieben annähernd gleich. Dies war zu erwarten, da bereits Untersuchungen von SCHUMACHER UND WELLENS (1993) ergeben hatten, daß die reale Verdunstung im Mittel nur um etwa 10 - 15 % von den mit HAUDE berechneten Werten abwichen. Allerdings traten bei extremen Witterungsbedingungen auch Abweichungen von bis zu 60 % auf.

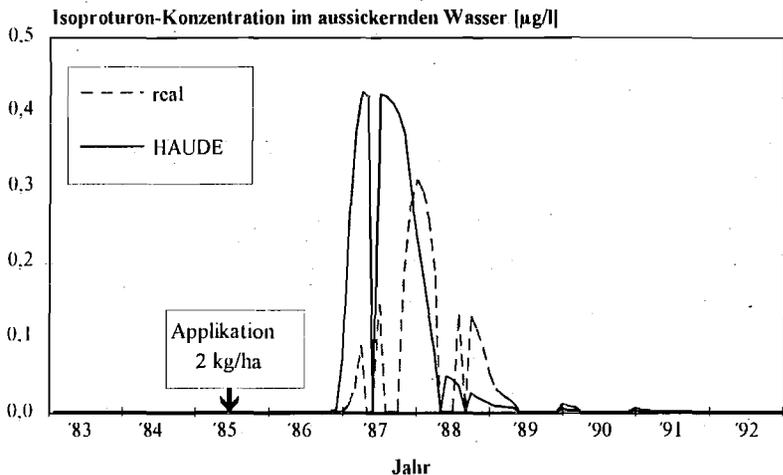


Abbildung 36: Vergleich von PELMO-Simulationen unter Verwendung **gemessener** und nach HAUDE **berechneter** Werte für die Evapotranspiration; Profil HB 6/1, 0 - 1,20 m Teufe, Isoproturon

Da PELMO für die Simulation der Verlagerung von Stoffen im Oberboden (bis zu 1,2 m Teufe) konzipiert ist, mußten insbesondere die Folgen einer Ausweitung der Rechnung auf eine Verlagerungsteufe von 5,0 m auf das Simulationsergebnis ermittelt werden. Es zeigte sich anfangs, daß im Extremfall die Verlagerung der PBSM bis in 1,20 m

Teufe genauso lange dauerte wie bis in 5,0 m Teufe (**Abbildung 37**). Außerdem waren die Wirkstoffkonzentrationen im Wasser, daß den Simulationsbereich verläßt, bei der Berechnung bis in 5,0 m Teufe um ein Vielfaches höher als bei den Simulationen bis zu einer Teufe von nur 1,2 m.

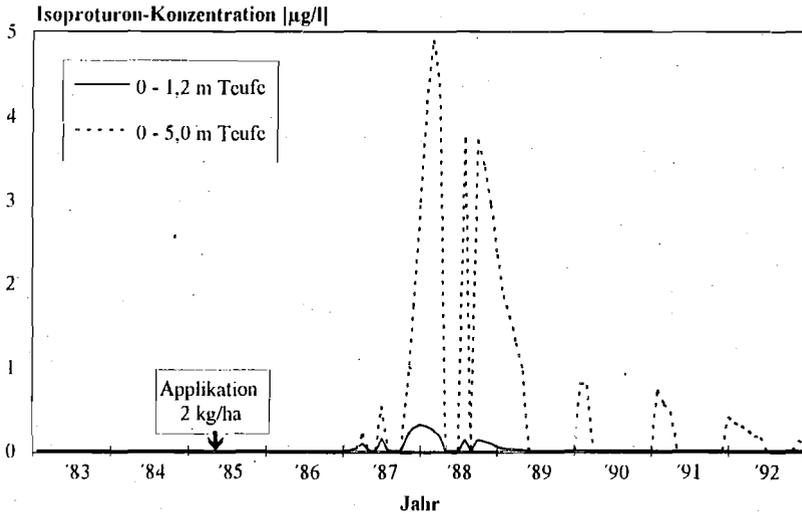


Abbildung 37: Vergleich von PELMO-Simulationen von 0 - 1,2 m und von 0 - 5,0 m Teufe unter sonst gleichen Bedingungen; Profil HB 6/1, Isoproturon

Um diesen offensichtlichen Fehler aufzuklären, wurde daraufhin der Einfluß der im Modell anzugebenden Anzahl an homogenen Unterschichten auf das Simulationsergebnis geprüft. PELMO benötigt für eine optimale Simulation homogene Unterschichten mit einer Dicke von 1,5 bis 2 cm. Für eine Verlagerungsteufe von 5 m wird also eine Anzahl von etwa 300 Unterschichten benötigt. In PELMO ist aber nur die Berücksichtigung von maximal 60 Unterschichten möglich, was somit den Simulationsbereich auf eine Strecke von maximal 1,2 m beschränkt. Zwar ist eine Simulation über größere Strecken prinzipiell möglich, allerdings wächst proportional mit der Simulationsstrecke die Dicke der homogenen Unterschichten und damit nimmt die Genauigkeit der Rechnung proportional ab. Der Zusammenhang zwischen der Anzahl an homogenen Unterschichten und dem Konzentrationsverlauf eines Stoffes ist in **Abbildung 38** dargestellt.

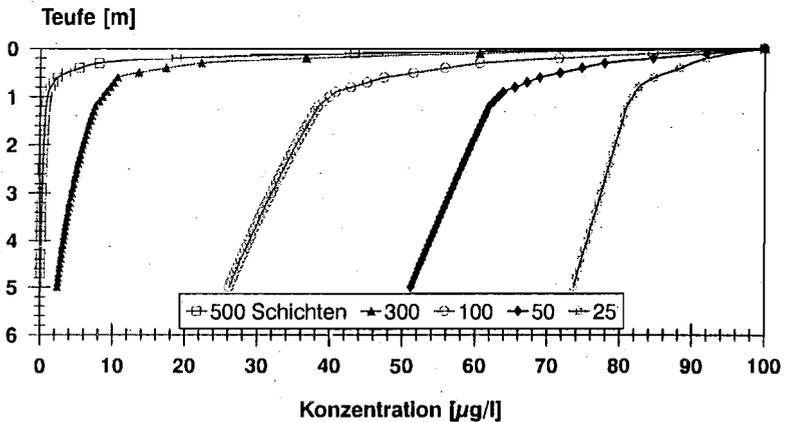


Abbildung 38: Abhängigkeit des „theoretisch“ berechneten Konzentrationsverlaufs von Atrazin von der Anzahl an homogenen Unterschichten im Rechenmodell

Der Berechnung der in **Abbildung 38** dargestellten Kurven liegen die real gemessenen Adsorptionswerte von Atrazin zugrunde, anhand derer die jeweiligen Gleichgewichtslagen für jede Unterschicht bestimmt wurden. Deutlich zu erkennen ist die mit wachsender Anzahl an Unterschichten schnellere Abnahme der Konzentration bei zunehmender Tiefe. Diese ist besonders ausgeprägt bis zu einer Tiefe von 1,2 m. Es besteht also ein starker ursächlicher Zusammenhang zwischen der Anzahl an Unterschichten im Modell und dem berechneten Verlagerungsverhalten der Wirkstoffe. Indirekt werden dadurch auch die verlagerten Wirkstoffmengen beeinflusst, da sie durch eine längere Aufenthaltszeit im Oberboden einem stärkeren Abbau unterliegen.

Die vor dem Hintergrund dieser Vorbetrachtungen durchgeführten Simulationen bestätigten die große Bedeutung der Anzahl an homogenen Unterschichten auf die Verlagerungsgeschwindigkeit der PBSM. Bei einer Rechnung in **einem Schritt** mit etwa 50 homogenen Unterschichten im Bereich von 0 - 5,0 m Tiefe befinden sich nach einer PBSM-Applikation im Mai 1985 bereits gegen Ende 1988 Wirkstoffe im neugebildeten Grundwasser (**Abbildung 39**). Eine Aufteilung der Rechnung in **zwei Schritte** mit insgesamt 100 homogenen Unterschichten führte dazu, daß der Wirkstoff erst Anfang 1991 in 5,0 m Tiefe auftrat (**Abbildung 39**). Die Rechnung wurde so aufgeteilt, daß zunächst nur bis 1,2 m

Tiefe simuliert wurde und die monatlichen Stoffeinträge in den Unterboden anschließend erneut als Applikation auf die zweite Teilstrecke von 1,2 - 5,0 m Tiefe gegeben wurden.

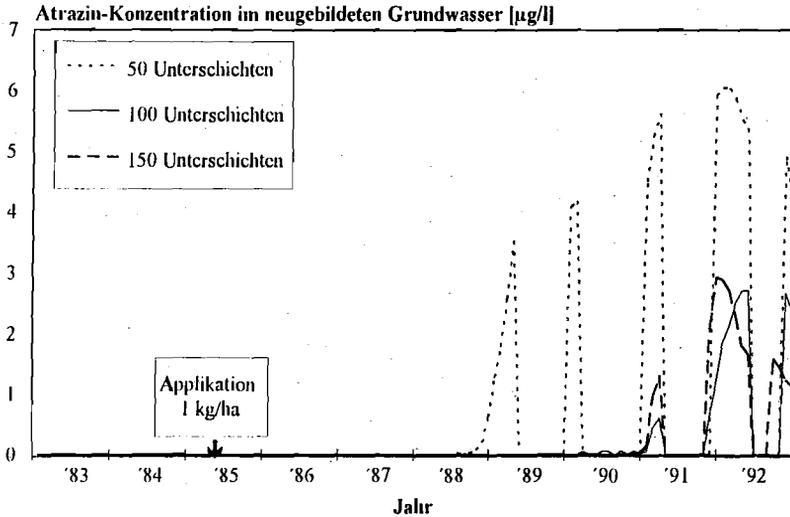


Abbildung 39: Vergleich von PELMO-Simulationen bis 5 m Tiefe unter Aufteilung der Rechnung in eine unterschiedliche Anzahl von Teilschritten und somit homogener Unterschichten Profil HB 6/1, Atrazin

Eine weitere Aufteilung der Rechnung in insgesamt **drei Schritte** (entsprechend 150 homogenen Unterschichten), indem die Strecke von 1,2 bis 5,0 m nochmals in einen Abschnitt von 1,2 - 3,0 m und von 3,0 - 5,0 m aufgeteilt wurde, hatte im Vergleich zu der Simulation mit 100 Unterschichten keine wesentliche Änderung der Ergebnisse zur Folge (**Abbildung 39**). Lediglich die Kurvenverläufe wichen noch geringfügig voneinander ab, nicht aber der Zeitraum des Stoffeintrags in das Grundwasser. Im Gegensatz zu der Rechnung in nur einem Schritt mit 50 homogenen Unterschichten sind bei den Simulationen in mehreren Schritten mit 100 Unterschichten neben den Verlagerungsgeschwindigkeiten auch die Konzentrationen der PBSM in neugebildeten Grundwasser geringer. Die Stoffkonzentrationen bei den Simulationen in mehreren Schritten mit 100 bzw. 150 Unterschichten (2 bzw. 3 Schritte) untereinander sind jedoch wiederum annähernd gleich (**Abbildung 39**).

Eine Unterteilung der Simulation bis in 1,2 m Tiefe in 2 Strecken von 0 - 0,6 und 0,6 - 1,2 m Tiefe mit jeweils 50 Unterschichten zeigte eine weitgehende Übereinstimmung der Kurvenverläufe (**Abbildung 40**). Eine Aufteilung dieses oberen Simulationsbereichs in mehrere Schritte scheint demnach nicht erforderlich zu sein.

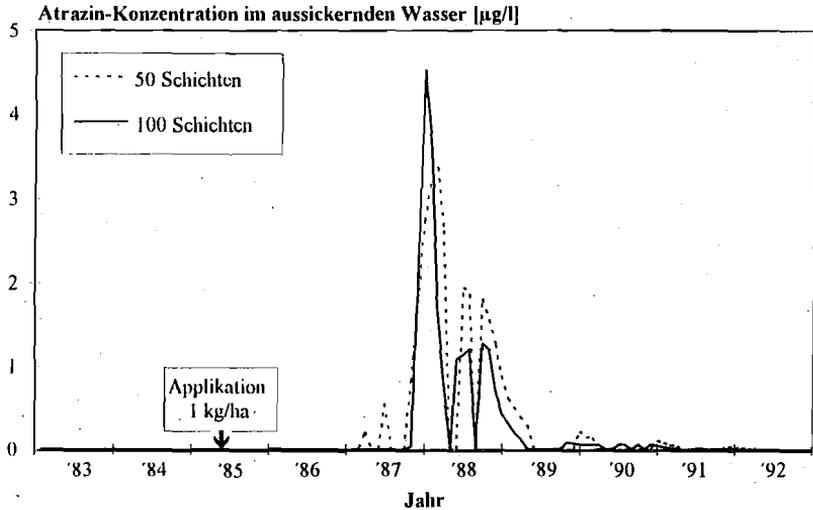


Abbildung 40: Vergleich von PELMO-Simulationen bis 1,2 m Teufe unter Aufteilung der Rechnung in 1 bzw. 2 Schritte (1 Schritt = 50 Schichten); Profil HB 6/1, Atrazin

Für Berechnungen über einen Teufenbereich von 5,0 m sind angesichts der oben dargestellten Simulationsergebnisse (Abbildung 39 und 40) mindestens 100 Unterschichten für ein realistisches Ergebnis notwendig. Dies bestätigte auch ein Vergleich der Berechnung der reinen Sickerwasserverlagerung mit HYDROSTAT einerseits und PELMO andererseits.

Weiterhin wurde der Einfluß des FREUNDLICH-Exponenten, der die Sorptionsfunktion charakterisiert, auf das Simulationsergebnis ermittelt. Die Berechnungen ergaben, daß für die in Frage kommenden Exponenten die Verlagerung bei $1/n = 1$ am schnellsten und bei $1/n = 0,8$ am langsamsten war (Abbildung 41). In der gleichen Reihenfolge nahmen auch die Konzentrationen der Wirkstoffe im neugebildeten Grundwasser ab. Der nicht in Abbildung 41 dargestellte Fall einer Simulationsrechnung mit FREUNDLICH-Exponenten $< 0,8$ hätte zwar eine weitere Reduzierung der Verlagerungsgeschwindigkeit zur Folge gehabt, jedoch sind niedrigere Faktoren für die gegebenen Bedingungen nicht plausibel. Da die FREUNDLICH-Exponenten üblicherweise mit der Teufe variieren, wurde eine Kombination von $1/n = 0,9$ im Oberboden und $1/n = 0,8$ im Unterboden (Exponenten für Atrazin aus PIESTEMER UND NORDMEYER, 1990) gewählt. Das Ergebnis dieser Simulation war allerdings identisch mit dem Resultat einer Simulation mit einem Exponenten von 0,9 über das gesamte Bohrprofil, da die k_p -Werte in dem Bohrprofil HB 6/3 ab 1,20 m Teufe annähernd 0 waren.

Eine Modellierung anhand eines anderen Bohrprofils führte bei dieser Kombination der Exponenten zu vergleichbaren Ergebnissen. Weil keine eigenen Werte für den FREUNDLICH-Exponenten vorlagen, aber dennoch innerhalb des Modells gewisse Sättigungseffekte im Boden bzw. Sediment berücksichtigt werden sollten, wurde für alle weiteren Simulationen der Wert **einheitlich auf 0,9** festgesetzt.

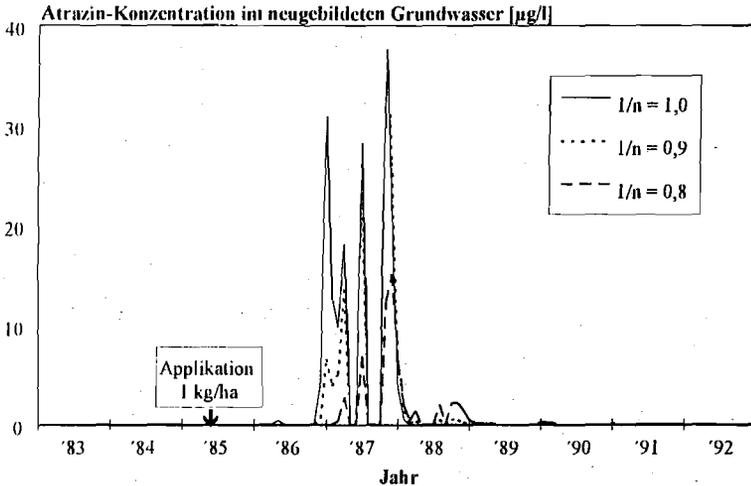


Abbildung 41: Vergleich von PELMO-Simulationen bei Variation des FREUNDLICH-Exponenten zwischen 1 und 0,8; Profil HB 6/3, 0 - 5,0 m Teufe, Atrazin

Wie unter Kap. 9.3 erwähnt, wurde im Rahmen der Biomassen-Bestimmung im Bohrprofil HB 6/2 teilweise eine deutliche mikrobielle Aktivität unterhalb von 1,20 m Teufe gemessen. Um zu ermitteln, welchen Einfluß eine mikrobielle Aktivität im Unterboden auf das Simulationsergebnis hat, wurden Simulationen mit und ohne mikrobielle Aktivität unter 1,20 m Teufe durchgeführt. Hierbei zeigte sich bei der Rechnung ohne mikrobielle Aktivität eine nur geringfügig höhere Konzentration der Wirkstoffe im neugebildeten Grundwasser (Abbildung 42). Da die ermittelte mikrobielle Atmungsaktivität im Sedimentbereich ohnehin am wahrscheinlichsten auf einen Eintrag von Oberbodenpartikeln in die Proben zurückzuführen ist, wurden die Biomasse-Parameter in den folgenden Rechnungen **ab einer Teufe von 1,2 m gleich Null** gesetzt.

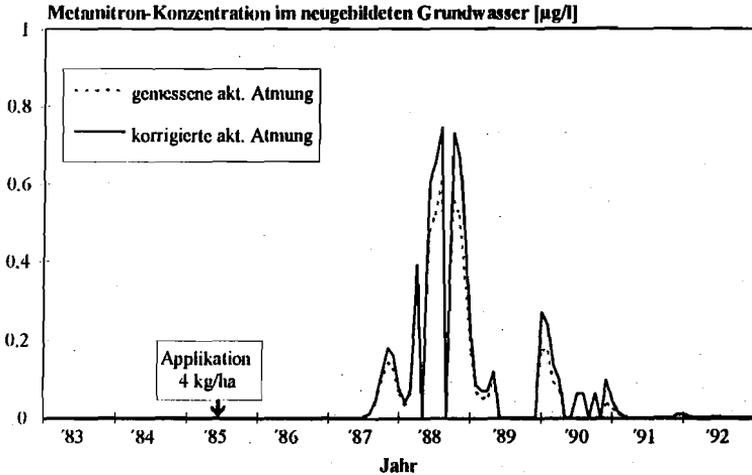


Abbildung 42: Simulation der Verlagerung von Metamitron ohne (korrigierte akt. Atmung) und mit gemessener akt. Atmung im Sediment (Teufe: > 1,2 m); Metamitron, $t_{1/2} = 25$ Tage, Profil HB 6/3, 0 - 5 m Teufe

Im folgenden soll dargestellt werden, wie sich die Spannweite der in der Literatur veröffentlichten Halbwertszeiten ($t_{1/2}$) für den Bioabbau für einen Wirkstoff auf das Simulationsergebnis auswirkt. Für Metamitron liegen beispielsweise die publizierten Halbwertszeiten zwischen 10 und 40 Tagen (DOMSCH, 1992; PERKOW, 1992; DIBBERN UND PESTEMER, 1992). Ein Vergleich der Simulationen mit der maximalen und der minimalen in der Literatur veröffentlichten Halbwertszeit ergibt bei diesem Wirkstoff bei einer Halbwertszeit von 40 Tagen ($t_{1/2}$ max.) einen erheblichen Eintrag in das Grundwasser, während bei einer Halbwertszeit von 10 Tagen ($t_{1/2}$ min.) der Wirkstoff vollständig abgebaut wird (Abbildung 43).

Wäre Metamitron nach den Modellrechnungen im Sickerwasser der Teufe 1,2 m nachweisbar, dann müßte im Bereich des Profils HB 6/1 eine völlig praxisferne Wirkstoffmenge von ca. 50 kg/ha eingesetzt werden, wenn die mit 10 Tagen niedrigste Halbwertszeit für den Abbau angenommen wird. Dieses Ergebnis stimmt mit der Tatsache überein, daß dieser Wirkstoff im Raum Gatzweiler bislang nicht im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche beobachtet wurde. Auch wird anhand des ebenfalls dargestellten Verlaufs der Konzentrationen für die mittlere Halbwertszeit von 25 Tagen deutlich (Abbildung 43), daß die Halbwertszeit keinen direkten Einfluß auf die Verlagerungsgeschwindigkeit der Wirkstoffe im Boden bzw. Sediment ausübt. Lediglich die Konzentrationen im neugebildeten Grundwasser werden erwartungsgemäß von der Geschwindigkeit des Abbaus beeinflusst.

Allerdings sind die Halbwertszeiten entscheidend für eine Akkumulation und den Verbleib von PBSM in Böden verantwortlich, da bedingt durch einen langsameren Abbau höhere PBSM-Rückstände im Boden verbleiben.

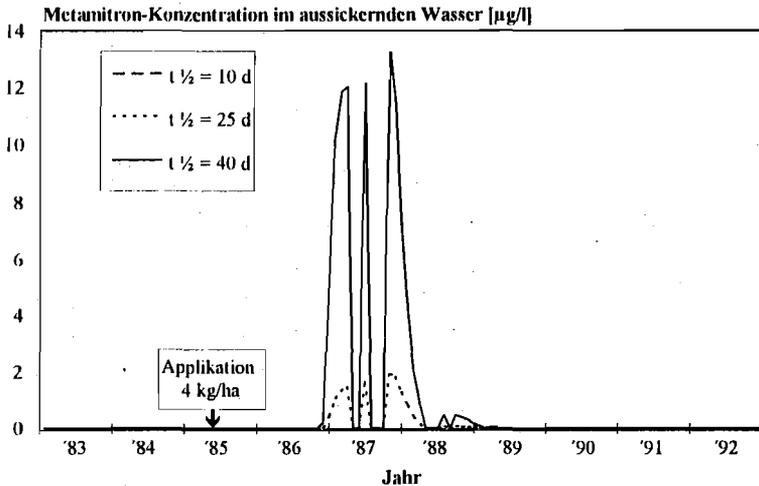


Abbildung 43: PELMO-Ergebnisse in Abhängigkeit vom Bioabbau des Wirkstoffs; Metamitron, Profil HB 6/1, 0 - 1,2 m Teufe

Wie bereits in Kap. 10.1 erwähnt, trat bei den Einzelergebnissen der k_d -Wert-Bestimmung z. T. eine erhebliche Schwankungsbreite auf. Diese Schwankungsbreite wächst naturgemäß mit abnehmenden k_d -Werten. Die Auswirkung der Variation der k_d -Werte innerhalb ihrer analytischen Schwankungsbreite ist in **Abbildung 44** dargestellt. Die Verwendung der k_d -Werte der unteren Grenze dieser Schwankungsbreite ($k_{d\min}$) für jeden der 8 Horizonte führt bei der Simulation gegenüber der Verwendung der arithmetischen Mittelwerte der k_d -Werte zu einer erheblichen Steigerung der Wirkstoff-Einträge in das Grundwasser. Bei Simulationen mit den 8 k_d -Werten der oberen Grenze der Schwankungsbreite ($k_{d\max}$) werden hingegen wesentlich geringere Mengen an Wirkstoffen ins Grundwasser eingetragen, da durch die gegenüber den Mittelwerten erhöhten k_d -Werte eine längere Aufenthaltszeit der Wirkstoffe im Oberboden und somit eine stärkere Wirkstoffabnahme durch den Bioabbau bis hin zur vollständigen Eliminierung des Stoffes simuliert wird. Umgekehrt wird bei Verwendung der $k_{d\min}$ -Werte die Transportgeschwindigkeit der Wirkstoffe erhöht und dadurch die Verweilzeit im biologisch aktiveren Oberboden vermindert.

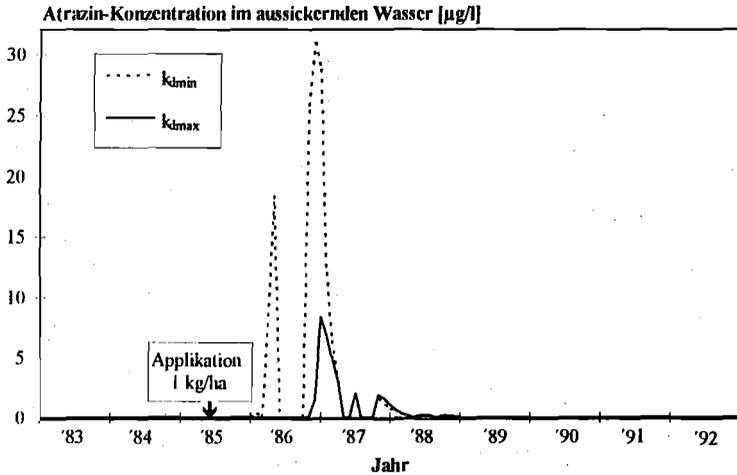


Abbildung 44: Auswirkung der analytischen Schwankungsbreite der k_d -Werte auf das Simulationsergebnis mit PELMO; Atrazin, Profil HB 6/3, 0 - 1,2 m Teufe

Wird Metamitron im Mai 1985 in einer Menge von 4 kg/ha eingesetzt und eine Simulation für das Profil HB 6/2 (höchste k_d -Werte der drei Profile) und dann eine für das Profil HB 6/1 (niedrigste k_d -Werte der drei Profile) durchgeführt, dann zeigt sich (Abbildung 45), daß Metamitron im Profil HB 6/1 schon nach **3 Jahren** die Grundwasseroberfläche erreicht, während es dort im Profil HB 6/2 selbst Ende 1992 noch **nicht angekommen** ist.

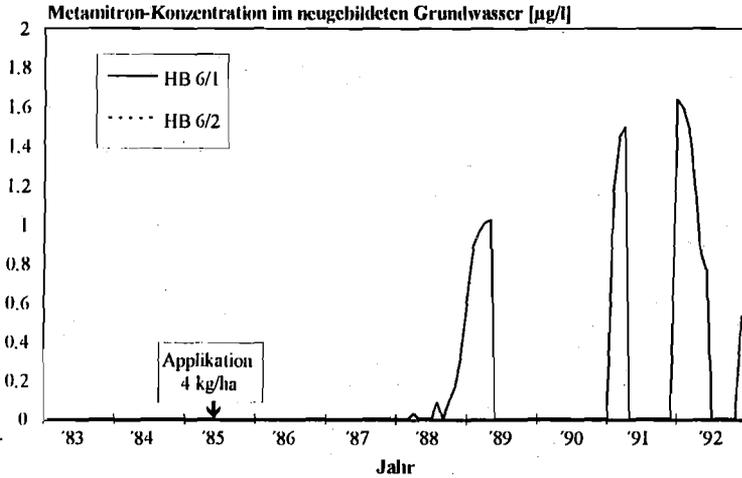


Abbildung 45: Vergleich von PELMO-Simulationen unter Verwendung der Szenarien Metamitron und HB 6/1 (niedrigste k_d -Werte) sowie Metamitron und HB 6/2 (höchste k_d -Werte), 0 - 5 m Tiefe

Abschließend soll der einmalige und der wiederholte Einsatz (alle 2 Jahre) von 4 kg/ha Metamitron betrachtet werden (Abbildung 46). Die Simulationsergebnisse bzw. der Kurvenverlauf nach einer einmaligen und einer mehrfachen Applikation sind interessanterweise nahezu identisch. In beiden Fällen wird Metamitron zum ersten Mal 3 Jahre nach seiner I. Applikation (Mitte '88) in das Grundwasser eingetragen. Ab Mitte bis Ende 1992 unterscheiden sich die Konzentrationen nach einer einmaligen und nach mehrmaliger Applikation im neugebildeten Grundwasser geringfügig voneinander. Hier ist davon auszugehen, daß bei der wiederholten Applikation alle 2 Jahre auch nach 1992 noch Metamitron in das Grundwasser verlagert wird, während nach einer einmaligen Applikation im Mai 1985 die Verlagerung des Wirkstoffs zur Grundwasseroberfläche abgeschlossen sein dürfte. Die Übereinstimmung der Kurvenverläufe der beiden Fälle im Zeitraum von 1988 - 1991 ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Einfluß der ungewöhnlich trockenen Jahre '89, '90 und '91 zurückzuführen. Bedingt durch die Trockenheit wird der bei den Wiederholungs-Applikationen aufgebrauchte Wirkstoff kaum in die Tiefe verlagert, sondern durch die längere Verweilzeit in den belebteren Bodenzonen zum größten Teil abgebaut.

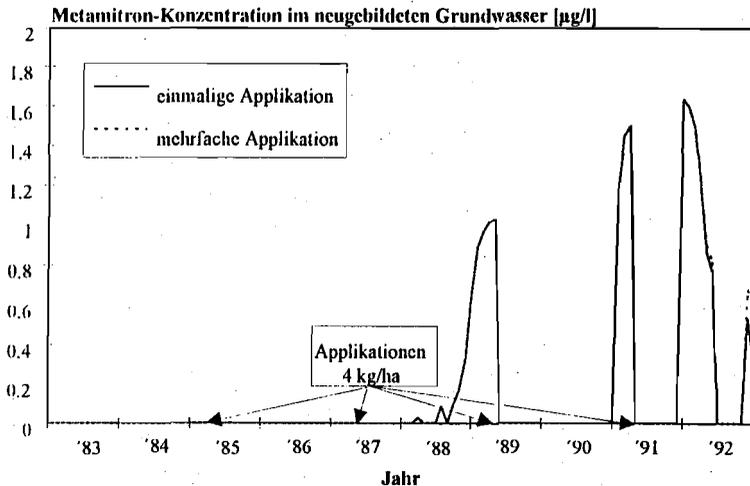


Abbildung 46: Auswirkung einer **einmaligen** und einer **mehrfachen** Applikation auf die Simulation mit PELMO; Metamitron, Profil HB 6/1, 0 - 5 m Teufe; Applikation jeweils 4 kg/ha

Auf der Grundlage der Ergebnisse der in diesem Kapitel dargestellten Sensitivitätsanalyse wurden für alle weiteren Simulationen die folgenden Bedingungen gewählt:

- Anzahl der homogenen Unterschichten:** 100, Unterteilung der Simulation in 2 Rechenschritte zu je 50 Unterschichten (0 - 1,2 m und 1,2 - 5,0 m Teufe)
- FREUNDLICH-Exponent:** $1/n = 0,9$
- mikrobielle Atmungsaktivität:** bis 1,20 m Teufe wie gemessen, ab 1,20 m Teufe gleich Null

11.3.1.2 PELMO-Simulationen mit ausgewählten Szenarien

Um Aussagen über die Stoffverlagerung unterhalb des gesamten Schlages bei HB 6 treffen zu können, müßten für eine größere Anzahl von Bohrprofilen PELMO-Simulationen durchgeführt und anschließend die Ergebnisse gemittelt werden (KLEIN ET AL., 1993). Dies wäre mit sehr hohen Kosten verbunden. Da jedoch für die Wasserwirtschaft die Frage von besonderem Interesse ist, ob überhaupt auf dem Schlag die Möglichkeit einer Grundwasser-

kontamination mit PBSM besteht, ist es sinnvoll, die „schwächsten“ Punkte für eine Simulation der Stoffverlagerung auszuwählen. Dementsprechend wurden aus den zur Verfügung stehenden 3 Bohrprofilen jeweils diejenigen für eine Berechnung herangezogen, welche insgesamt die kleinsten k_d -Werte für den jeweiligen Wirkstoff aufwiesen. Für die Stoffe Atrazin, Isoproturon und Metribuzin war dies das Profil HB 6/3 und für Metamitron das Profil HB 6/1. Die Ergebnisse dieser „worst-case“-Simulationen sind in den **Abbildungen 47 bis 50** dargestellt.

Es zeigte sich, daß das Maximum des Eintrags von Metribuzin bereits nach 20 Monaten erreicht war, also eine vertikale Verlagerungsgeschwindigkeit von etwa 3 m/a vorlag. Ähnlich schnell wurden Isoproturon und Atrazin in ca. 25 Monaten bei praxisnahen Einsatzmengen von der Geländeoberfläche ins Grundwasser verlagert. Metamitron benötigte dagegen etwa 43 Monate. Diese Verlagerungszeiten beziehen sich jeweils auf den ersten höheren Peak in den entsprechenden **Abbildungen 47 bis 50**. Das erste Auftreten von sehr viel geringeren Wirkstoffgehalten im Grundwasser erfolgt erheblich früher. Metamitron wurde über einen Zeitraum von mehr als 60 Monaten in Konzentrationen unter 2 µg/l in das Grundwasser verlagert. Metribuzin hingegen wurde in einem Zeitraum von nur 22 Monaten, dafür aber in Konzentrationen von maximal 20 µg/l in das Grundwasser eingetragen. In einem deutlich höheren Bereich lagen die Spitzenkonzentrationen von Atrazin bei über 35 µg/l. Dies ist begründet in der sehr hohen Halbwertszeit von 49 Tagen. Der Hauptteil des Wirkstoffs wurde hier über einen Zeitraum von 15 Monaten in das Grundwasser transportiert. Diese Zeitspanne wurde auch für Isoproturon berechnet. Obwohl die Kurvenverläufe für Atrazin und Isoproturon aufgrund der vergleichbaren k_d -Werte (**Tabelle 25**) sehr ähnlich sind, liegt die Konzentration im neugebildeten Grundwasser bei Isoproturon maximal bei 2 µg/l.

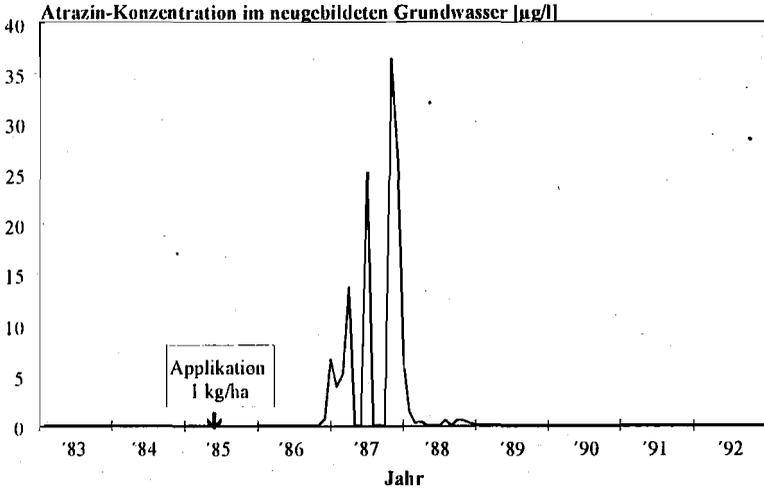


Abbildung 47: Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Atrazin, Profil HB 6/3, 0 - 5 m Teufe

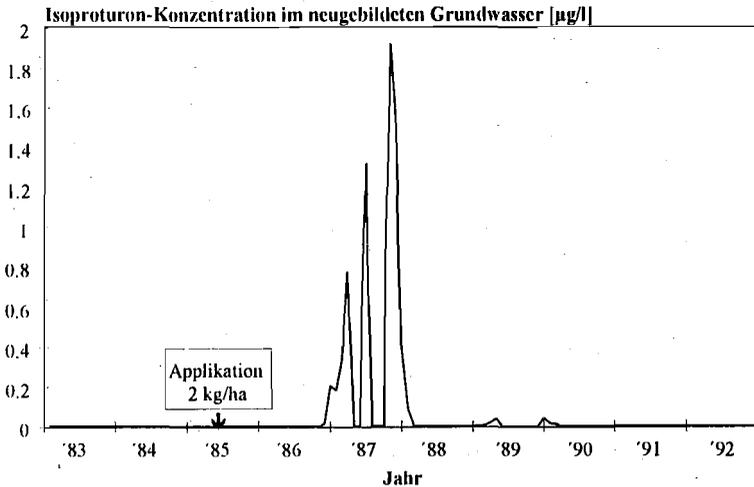


Abbildung 48: Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Isoproturon, Profil HB 6/3, 0 - 5 m Teufe

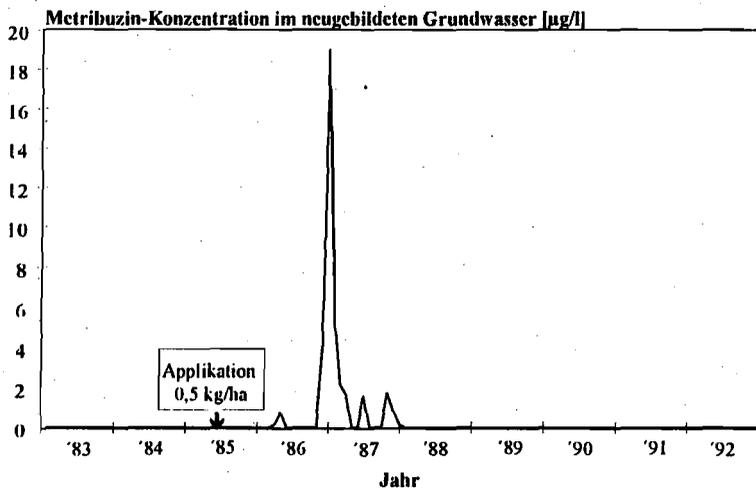


Abbildung 49: Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Metribuzin, Profil HB 6/3, 0 - 5 m Teufe

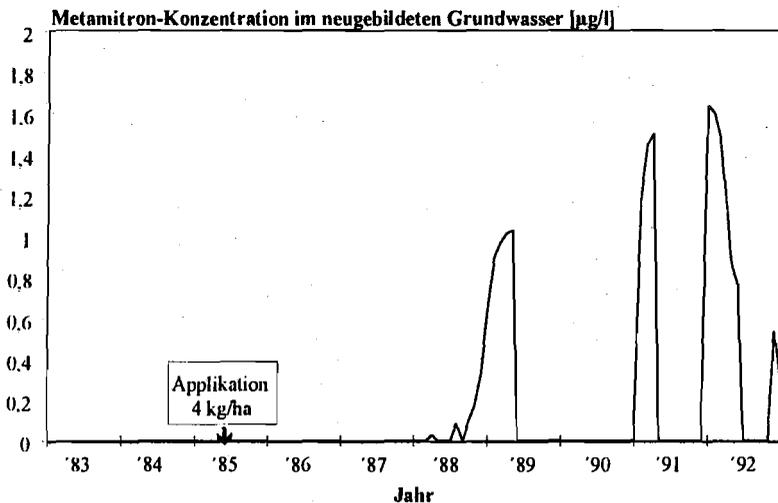


Abbildung 50: Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Metamitron, Profil HB 6/1, 0 - 5 m Teufe

11.3.2 VARLEACH

Als Eingabedaten dienten die entsprechenden Werte, die in den Kap. 5.5, 10 und 11.1 dargestellt wurden. Die Daten über den Bioabbau wurden von GOTTESBÜREN (1991) übernommen, wobei jeweils die Werte für diejenigen Böden ausgewählt wurden, welche in ihren Eigenschaften den Böden im Wassereinzugsgebiet am stärksten ähnelten. Da keine Daten über die Zunahme der Halbwertszeiten des Bioabbaus mit der Teufe vorlagen, wurden jeweils die im Programm vorgeschlagenen „default-Werte“ 2 bzw. 8 eingesetzt. Ebenso wurde die Steigerung des k_d -Wertes mit der Zeit, wie im Programm vorgegeben, gleich 0,1 k_d gesetzt. Diese bislang weder chemisch noch physikalisch zu erklärende Zunahme der Adsorption mit der Zeit („Alterung“) wurde empirisch ermittelt (WALKER, 1987).

Mit VARLEACH wurde zunächst unter Verwendung der gleichen Szenarien wie bei PELMO die Verlagerung der Wirkstoffe in den Bohrprofilen HB 6/3 (Atrazin, Isoproturon und Metribuzin) und HB 6/1 (Metamitron) berechnet. Dabei können mit VARLEACH programmbedingt keine Simulationen über größerer Verlagerungsstrecken als 1,2 m durchgeführt werden. Das Ergebnis der Simulation für Atrazin ist in **Abbildung 51** dargestellt. Der Wirkstoff erreicht bereits nach etwas mehr als 1½ Jahren eine Teufe von 1,20 m. Dieses Ergebnis entspricht dem mit PELMO erhaltenen Ergebnis. Allerdings beträgt - im Gegensatz zu PELMO - die höchste Wirkstoff-Konzentration des in dieser Teufe befindlichen Sickerwassers nur 0,003 µg/l. Dies liegt deutlich unter der üblichen analytischen Nachweisgrenze im Wasser.

Auf eine Darstellung der Simulationsergebnisse für Metamitron wird verzichtet, da der Wirkstoff während des Simulationszeitraums nicht bis zu einer Teufe von 1,2 m verlagert wird. Die Ursache hierfür liegt - wie auch bei der PELMO-Simulation - in dem schnellen Bioabbau von Metamitron in den oberen Bodenhorizonten (**Tabelle 19**). Metribuzin und Isoproturon wurden nur in Konzentrationen von < 0,0003 µg/l in den Unterboden (unterhalb von 1,2 m Teufe) verlagert, weshalb ebenfalls auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse verzichtet wurde.

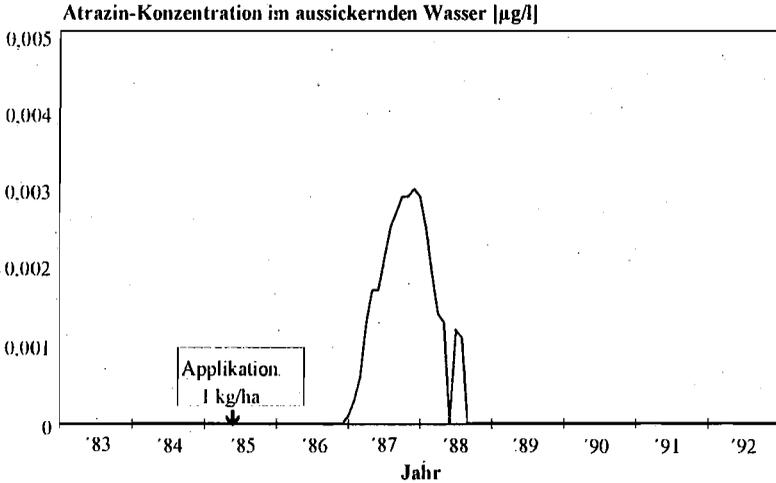


Abbildung 51: Ergebnis einer VARLEACH-Simulation unter Verwendung des Szenarios Atrazin, Profil IB 6/3, 0 - 1,2 m Teufe

11.3.3 LEACHP

Mit LEACHP wurden wie mit PELMO und VARLEACH Simulationen des Verlagerungsverhaltens der Wirkstoffe Atrazin, Isoproturon, Metribuzin und Metamitron im Boden bis zu einer Teufe von 1,20 durchgeführt. Auch LEACHP ist aus programmtechnischen Gründen nicht in der Lage, Stoffverlagerungen über eine größere Strecke als 1,2 m zu berechnen.

Um die Ergebnisse der drei Modelle gut miteinander vergleichen zu können (siehe Kap. 11.3.4), wurde auch für LEACHP nach Möglichkeit der gleiche Datensatz wie für PELMO und VARLEACH benutzt. Die Ergebnisse dieser Simulationen sind in den **Abbildungen 52 bis 54** dargestellt.

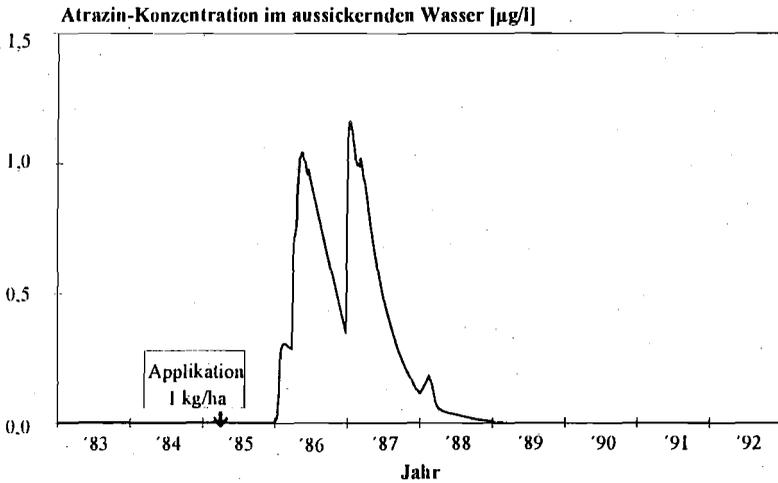


Abbildung 52: Ergebnis einer LEACHP-Simulation unter Verwendung des Szenarios Atrazin, Profil HB 6/3, 0 - 1,2 m Teufe

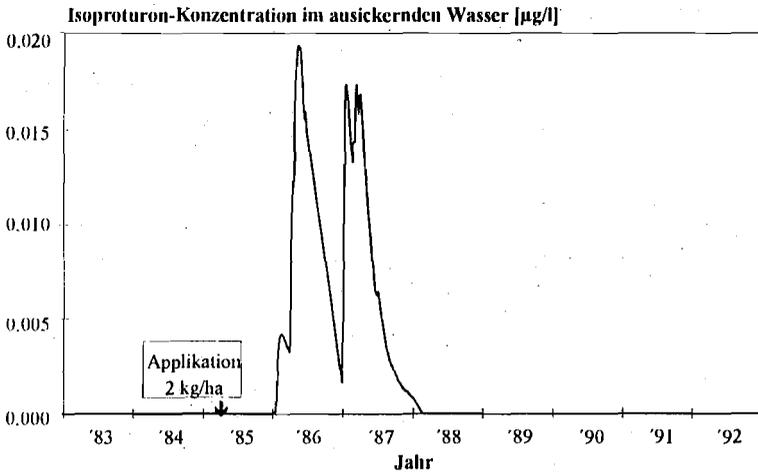


Abbildung 53: Ergebnis einer LEACHP-Simulation unter Verwendung des Szenarios Isoproturon, Profil HB 6/3, 0 - 1,2 m Teufe

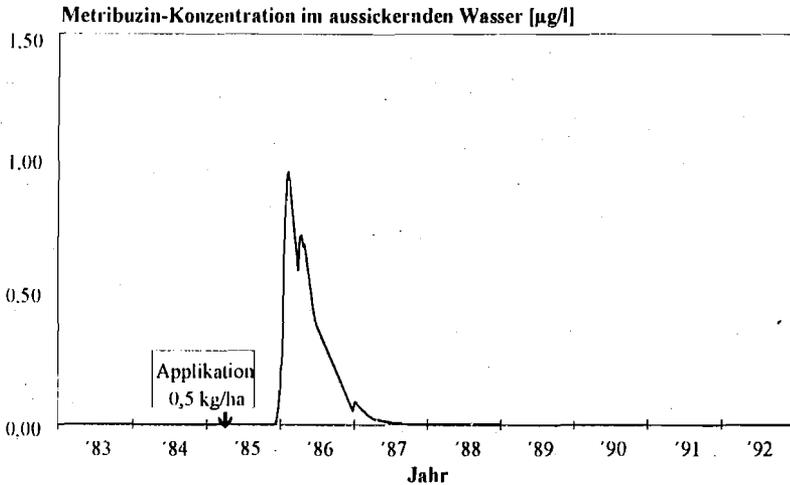


Abbildung 54: Ergebnis einer LEACHP-Simulation unter Verwendung des Szenarios **Metribuzin, Profil HB 6/3, 0 - 1,2 m Teufe**

Eine Darstellung der Ergebnisse für Metamitron erübrigt sich wiederum, da kein Wirkstoff in 1,2 m Teufe aussickerte. Bedingt durch die relativ hohen k_d -Werte und der geringen Halbwertszeit wurde Metamitron bereits vor dem Erreichen dieser Teufe abgebaut.

Die Resultate der Berechnung des Verlagerungsverhaltens der anderen drei PBSM-Wirkstoffe weisen auf eine **sehr schnelle Tiefenverlagerung** hin. So treten Atrazin und Isoproturon bereits 7 Monate (!) nach ihrer Applikation im in 1,2 m Teufe aussickernden Wasser auf. Metribuzin wird noch schneller und zwar in etwa 6 Monaten in diese Teufe verlagert. Die Höchstkonzentrationen der Wirkstoffe im Sickerwasser in 1,2 m Teufe liegen bei 0,02 µg/l für Isoproturon, 0,97 µg/l für Metribuzin und 1,16 µg/l Atrazin. Dabei tritt Metribuzin nur über einen Zeitraum von etwa 1 Jahr im Sickerwasser auf, während Atrazin und Isoproturon darin ca. 2 Jahre beobachtet werden. Wie bereits die Berechnungen mit PELMO zeigten, weisen auch die mit LEACHP ermittelten Verläufe der Konzentrations-/Zeit-Kurve des Einwaschungsverhaltens von Atrazin und Isoproturon große Ähnlichkeiten untereinander auf. Ebenso wie bei PELMO sind auch hier die Atrazin-Konzentrationen im Sickerwasser in 1,2 m Teufe wesentlich größer als bei Isoproturon.

Die auffällig kurzen Verlagerungszeiträume, die **nicht** in Einklang mit den Zeiträumen der reinen Sickerwasserverlagerung zu bringen sind, deuten auf einen systematischen Fehler im Modell LEACHP hin. Es kann vermutet werden, daß hier die Dicke der homogenen Unterschichten für eine realistische Simulation zu groß angesetzt war.

11.3.4 Vergleich von Simulationen mit PELMO, VARLEACH und LEACHP anhand des Rückstandsprofils an der Festphase

Da keine eigenen Untersuchungen zu den Halbwertszeiten der PBSM in den betrachteten Böden- und Sedimenten vorgenommen werden konnten, boten die für ähnliche Böden durchgeführten Untersuchungen von GOTTESBÜREN (1991) die Möglichkeit, annähernd realistische Daten zu verwenden. Leider lagen diese Daten nur in Form der für VARLEACH benötigten A-, B- und E-Werte vor, deren Umrechnung in eine für PELMO geeignete Form problematisch war. Aus diesem Grund wurde für den Vergleich von PELMO und VARLEACH ein Datensatz verwendet, bei welchem die Halbwertszeiten aus Kap. 5.5 übernommen und ansonsten die in VARLEACH enthaltenen „default-Werte“ benutzt wurden. Dadurch kann allerdings in VARLEACH die Abhängigkeit des Abbaus von der Bodenfeuchte nicht mehr berücksichtigt werden (DIBBERN, 1992).

Die Resultate dieser Simulationen sind am Beispiel von Atrazin in den **Abbildungen 55 bis 58** dargestellt. Verglichen wird hier das Rückstandsprofil von Atrazin in den einzelnen Horizonten und der Eintrag der Wirkstoffe in den Unterboden (unterhalb 1,2 m, **Abbildung 59**). Wie in **Abbildung 55** zu sehen ist, ist das von PELMO und VARLEACH berechnete Rückstandsprofil im ersten Horizont (0 bis 0,3 m Teufe) noch annähernd gleich. Auffallend bei diesen Simulationen ist, daß bereits 30 Tage nach der Applikation etwa 30 % des Wirkstoffs verschwunden sind. Dies ist vermutlich auf Verluste durch Abbau und Verdunstung zurückzuführen.

Beim Vergleich der Rückstandsprofile in tieferen Horizonten blieb die Form und die Lage der Peakverläufe auf der Zeitachse bei beiden Programmen sehr ähnlich, allerdings waren die mit VARLEACH berechneten Wirkstoffkonzentrationen wesentlich niedriger als die mit PELMO berechneten (**Abbildung 56 und 57**). Erst bei Teufen von mehr als 0,9 m wichen auch die Form und die Lage des Rückstandsprofils auf der Zeitachse stark voneinander ab (**Abbildung 58**). Die Abweichung der berechneten Konzentrationen kann nur durch einen stärkeren Bioabbau des Atrazins im Modell VARLEACH erklärt werden. Dies zeigt auch der Vergleich der insgesamt in den Unterboden (unterhalb 1,2 m) eingetragenen Wirkstoffmenge (**Abbildung 59**): Bei der PELMO-Simulation wurden 57,4 g/ha und bei der VARLEACH-Simulation 22,4 g/ha Atrazin in den Unterboden verlagert.

Das Programm LEACHP berechnete noch wesentlich geringere Einträge von Atrazin in den Unterboden. Der Wert lag hier bei etwa 3,9 g/ha. Trotz einer sehr schnellen PBSM-Verlagerung wird also bei der LEACHP-Simulation der größte Teil des Wirkstoffs abgebaut.

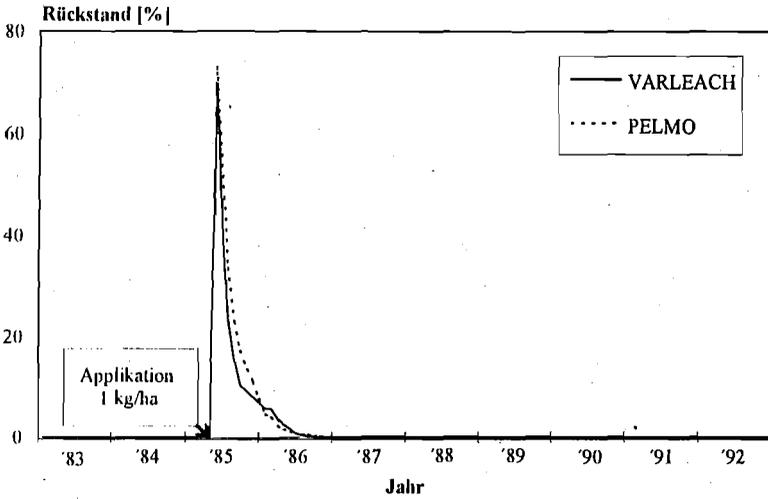


Abbildung 55: Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgehalte an Atrazin im Horizont von 0 - 0,3 m, Profil HB 6/3

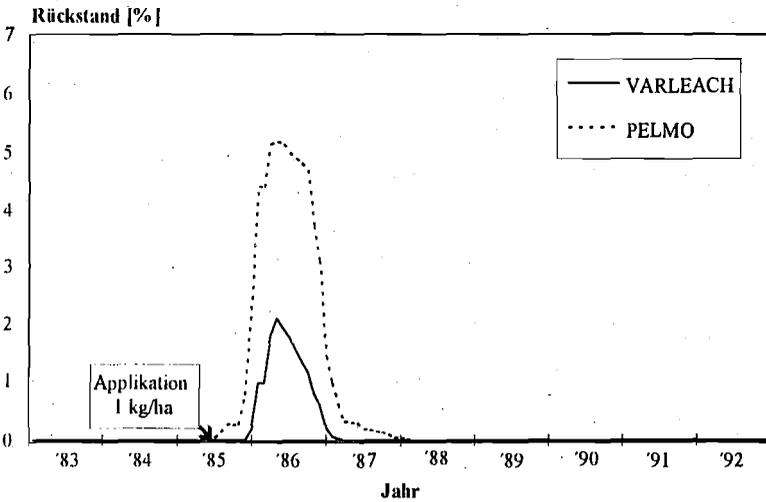


Abbildung 56: Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgehalte an Atrazin im Horizont von 0,3 - 0,6 m, Profil HB 6/3

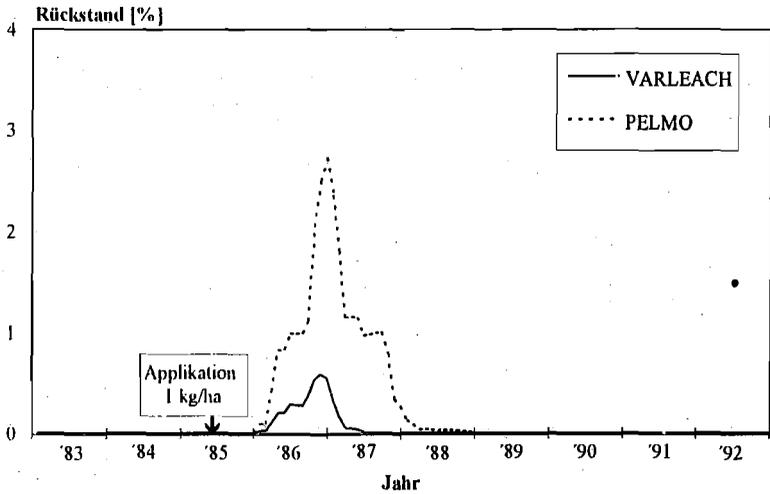


Abbildung 57: Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgelhalte an Atrazin im Horizont von 0,6 - 0,9 m, Profil HB 6/3

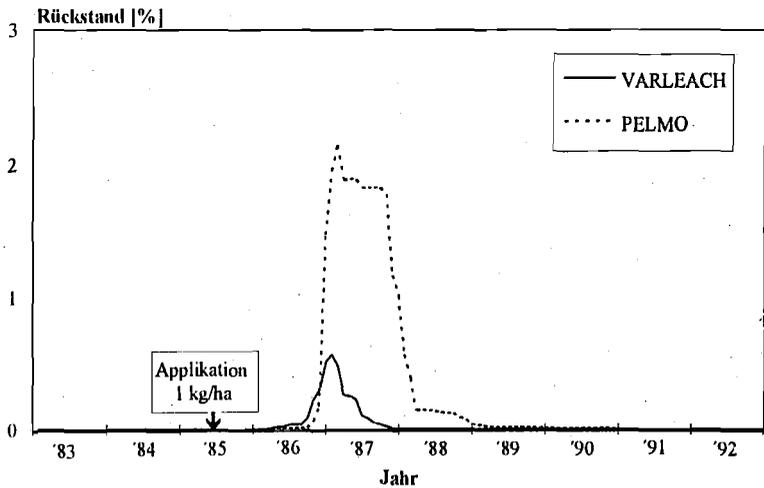


Abbildung 58: Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgelhalte an Atrazin im Horizont von 0,9 - 1,2 m, Profil HB 6/3

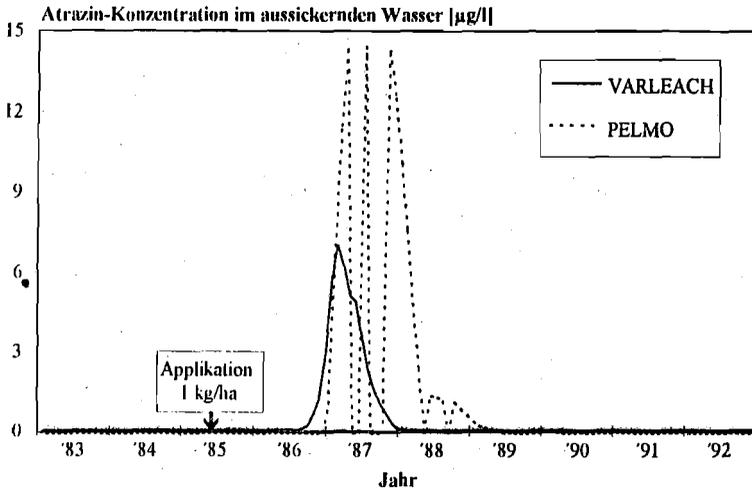


Abbildung 59: Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Konzentrationen an Atrazin im aussickernden Wasser, 0 - 1,2 m Teufe, Bohrprofil HB 6/3

Werden nun noch die Ergebnisse der Simulation mit VARLEACH und LEACHP für die Verlagerung von Atrazin bis in eine Teufe von 0 - 1,2 m miteinander verglichen (Abbildungen 52 und 59), dann erkennt man eine recht gute Übereinstimmung bei der Form des Rückstandsprofils. Allerdings wird Atrazin mit LEACHP um fast ein Jahr schneller verlagert und außerdem sind die damit berechneten Restkonzentrationen im Sickerwasser um den Faktor 6 geringer. Ein Vergleich des Rückstandsprofils für Atrazingehalte in den einzelnen Horizonten berechnet mit LEACHP einerseits und VARLEACH bzw. PELMO andererseits war aufgrund der zu geringen Anzahl an Werten bei LEACHP nicht möglich.

Trotz zum Teil deutlicher Unterschiede bei den Ergebnissen kann festgestellt werden, daß die drei eingesetzten Simulationsprogramme zumindest hinsichtlich der Abstufung des Grundwasser-Gefährdungspotentials der betrachteten Wirkstoffe eine gute Übereinstimmung zeigten. So gelangt Metribuzin jeweils am schnellsten und Metamitron am langsamsten bzw. gar nicht bis in eine Teufe von 1,2 m. Die Verlagerungsgeschwindigkeiten von Atrazin und Isoproturon liegen jeweils zwischen denen von Metribuzin und Metamitron. Atrazin und Metribuzin gelangen dabei in hohen, Isoproturon und Metamitron in niedrigen Konzentrationen in den Unterboden bzw. ins Grundwasser. Die drei Simulationsprogramme zeigten unter Berücksichtigung der Aspekte Wahrscheinlichkeit und Menge des Eintrags übereinstimmend ein **Grundwasser-Gefährdungspotential** der vier

untersuchten Wirkstoffe in der Reihenfolge Atrazin > Metribuzin > Isoproturon > Metamitron.

11.3.5 Diskussion der Simulationsergebnisse

Da der genaue Aufbau von LEACHP, das erst kurz vor Beendigung der Untersuchungen eingesetzt werden konnte, aus zeitlichen Gründen nicht mehr zu ermitteln war, muß sich die folgende Diskussion im wesentlichen auf PELMO und VARLEACH beschränken. Eine Bewertung der mit VARLEACH, PELMO und LEACHP erzielten Resultate bei der Simulation der Verlagerung von PBSM im Boden bzw. Sediment ist nur in einem eingeschränkten Umfang möglich. Dies liegt daran, daß die Modelle nicht wie erforderlich (DIBBERN, 1992) mit den Ergebnissen von Messungen des Abbaus bekannter Wirkstoffmengen in jedem einzelnen Horizont der untersuchten Profile validiert werden konnte. Dies war jedoch im Rahmen des Projekts nicht durchführbar, so daß eine Validierung der Simulationsergebnisse nur anhand der PBSM-Gehalte im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche von HB 6 möglich war. Was die Bewertung der Leistung der verschiedenen Programme zusätzlich erschwerte, war die Tatsache, daß die Ergebnisse der physikalischen, chemischen und biologischen Charakterisierung der einzelnen Horizonte aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3 trotz ihrer geringen räumlichen Distanz von nur 20 m erheblich voneinander abwichen. Daß sich dies naturgemäß auf das Ergebnis der Simulationen auswirkt, soll am Beispiel von Metribuzin veranschaulicht werden (Abbildung 60).

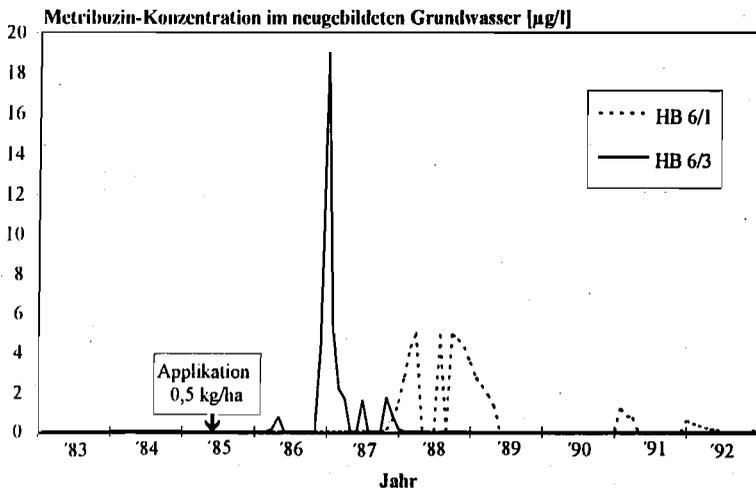


Abbildung 60: Vergleich von Simulationsergebnissen für die Profile HB 6/1 und HB 6/3; Metribuzin, 0 - 5 m Tiefe

Allerdings ist auch zu berücksichtigen, daß es sich bei den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Simulationen gezielt um „worst-case“-Betrachtungen handeln sollte. Aus diesem Grund war zu erwarten, daß die von den Modellen berechneten PBSM-Konzentrationen im neugebildeten Grundwasser bzw. im Sickerwasser deutlich über den real gemessenen Konzentrationen liegen.

Es konnte jedoch gezeigt werden, daß die einzelnen Programme verschiedene „Handicaps“ aufweisen, die sich zwangsläufig auf das Simulationsergebnis auswirken. So beschreibt PELMO die Wasserverlagerung nach einem Kaskadenmodell, wodurch es nicht möglich ist, den Transport von Sickerwasser nach oben zu berücksichtigen, wie er durch Aufnahme von Wasser in Pflanzen und hohe Verdunstungsraten gerade bei längeren Trockenperioden auftreten kann. Sickerwasser kann in den Modellen nicht eine Kaskade höher steigen, sondern bei Überschreitung der Feldkapazität der entsprechenden Unterschicht nur in eine tiefere abfließen. Dies hat vor allem dann Fehler bei der Simulation zur Folge, wenn die Evapotranspiration höher als die Niederschlagsmenge ist (KLEIN ET AL., 1993). Das sogenannte „Zwei-Regionen-Modell“ in VARLEACH beschreibt die reine Wasserverlagerung deutlich besser als die Konvektions-Dispersions-Gleichung in PELMO (SALEH ET AL., 1990).

Die drei benutzten Simulationsmodelle sind speziell für die Simulation des Verlagerungsverhaltens von Chemikalien im **Boden** konzipiert. Darunter wird im Falle von PELMO der Bereich von 0 bis 1,2 m und bei VARLEACH sowie LEACHP der Bereich von 0 - 2,0 m Tiefe verstanden. Begrenzt wird die Simulationsstrecke in den Modellen durch die vorgegebene maximale Anzahl an homogenen Schichten (vergleichbar den theoretischen Böden einer Chromatographiesäule). Dadurch erhöht sich zwangsläufig die Dicke der einzelnen Schichten mit zunehmender Simulationsstrecke, so daß die Berechnungen in Folge dessen immer ungenauer werden. Bei PELMO war eine Erhöhung der Anzahl der Schichten und damit eine Erweiterung der beschreibbaren Simulationsstrecke durch eine Aufteilung der Rechnung in mehrere Schritte möglich. Dies war für die hier durchzuführenden Berechnungen über einen Teufenbereich von 5 m unbedingt erforderlich, um akzeptable Ergebnisse zu erhalten. Durch die Unterteilung der Rechnung konnte die im Programm vorgesehene Anzahl von maximal 60 homogenen Schichten beträchtlich erhöht werden. Optimal wäre es gewesen, die PBSM-Austräge aus dem ersten Teilabschnitt (mit 60 homogenen Schichten) als Tageswerte auf den nächsten zu berechnenden Teilabschnitt zu applizieren (PESTEMER, 1993b). Bei PELMO sind jedoch nur monatliche Applikationen möglich, wodurch es unter bestimmten Voraussetzungen zu einer Akkumulation der Wirkstoffe am Sediment und dadurch zu einer „Schärfung“ der Konzentrationspeaks kommen kann.

Ferner hätte die Klimadatei für den zweiten Rechenschritt durch eine entsprechende Sickerwasserddatei ergänzt werden müssen. Diese Datei hätte anstelle der Niederschlags-

daten die Sickerwassermengen der darüberliegenden Schicht enthalten müssen. Auch Verdunstungs- und Temperaturdaten sind natürlich im zweiten Rechenschritt mehr oder weniger unzutreffend. Solche abgewandelten „Klimadateien“ konnten hier jedoch nicht erstellt werden.

Eine Aufteilung der Rechnung in mehrere Schritte jeweils gleicher Anzahl von Unterschichten ist prinzipiell auch bei LEACHP, nicht jedoch bei VARLEACH möglich. Im Rahmen des Projekts konnte diese Möglichkeit jedoch im Falle von LEACHP nicht genutzt werden, da die Berechnungen von GÜNTHER in der BBA durchgeführt wurden.

Die Sensitivitätsanalyse, die nur für das Programm PELMO durchgeführt wurde, zeigte, daß die richtige Wahl der Eingabedaten für das Simulationsergebnis am relevantesten ist. Von besonderer Bedeutung ist der FREUNDLICH-Exponent, der im Rahmen dieses Projekts für die einzelnen Wirkstoffe und Horizonte der unterschiedlichen Profile nicht bestimmt werden konnte. Eine Auswertung der Literatur ergab jedoch (KLEIN, 1993b), daß der schließlich gewählte Wert von 0,9 mit großer Wahrscheinlichkeit die Verhältnisse im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler am besten wiedergibt.

Die beobachtete, teilweise recht hohe mikrobielle Aktivität in Sedimentproben aus größerer Teufe des Profils HB 6/2 hatte auf das Simulationsergebnis keinen großen Einfluß. Werden diese nicht berücksichtigt, ergeben sich bei den Konzentrationen der Wirkstoffe im neugebildeten Grundwasser um etwa 10 bis 15 % höhere Werte. Der Zeitpunkt des Auftretens der Stoffe im Grundwasser bleibt dagegen gleich. Von besonderer Bedeutung ist außerdem die Zuverlässigkeit der Daten über den Bioabbau und die Halbwertszeit der Wirkstoffe. Werden die in der Literatur beschriebenen minimalen und maximalen Halbwertszeiten verwendet (DOMSCH, 1992; PERKOW, 1992; DIBBERN UND PESTEMER, 1992), dann können die berechneten PBSM-Konzentrationen im Wasser der Grundwasserneubildung zwischen Null und einigen mg/l liegen (Abbildung 43).

Ähnlich wirkt sich die analytisch unvermeidbare Schwankungsbreite der k_d -Werte aus (Abbildung 44). Werden hier die maximalen (k_{dmax}) und minimalen Werte (k_{dmin}) verwendet, so ergeben sich ebenfalls deutliche Unterschiede in der Belastung des Grundwassers mit PBSM.

Schließlich führten Simulationen unter Verwendung der gemessenen k_d -Werte der drei verschiedenen Bohrprofile zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen, da bei den analogen Horizonten die k_d -Werte recht unterschiedlich waren. Dadurch ergeben sich zwangsläufig Zweifel an der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf den gesamten Schlag bei HB 6.

Der Vergleich der real gemessenen Wirkstoffkonzentrationen an der Grundwasseroberfläche bei HB 6 und der - insbesondere mit PELMO - berechneten Wirkstoffkonzentrationen im neugebildeten Grundwasser in einer Teufe von 5 m zeigt jedoch, daß die Ergebnisse sich nur um den Faktor 3 bis 8 voneinander unterschieden (Vergleiche z. B. **Abbildungen 17 und 47 bis 50**). Diese Übereinstimmung von gemessenen und berechneten Wirkstoffkonzentrationen muß als sehr gut bezeichnet werden; zum einen wegen der oben dargelegten Kompromisse, die bei den Eingabedaten zwangsläufig geschlossen werden mußten; zum anderen aber muß auch beachtet werden, daß es trotz sorgfältigster Vorgehensweise grundsätzlich nicht möglich ist, bei der Probenahme in den Handbohrungen **ausschließlich** Grundwasser von der Grundwasseroberfläche zu entnehmen. Daraus ergibt sich, daß bei der Probenahme stets nicht nur neugebildetes, sondern bereits etwas älteres Grundwasser entnommen wurde, in dem ein gewisser Abbau der Wirkstoffe bzw. eine Verdünnung stattfinden konnte. Außerdem muß davon ausgegangen werden, daß eine unbekannte Menge an Wirkstoffen auch an der Sedimentmatrix haftet. Insofern war es zu erwarten, daß die gemessenen Wirkstoffkonzentrationen im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche immer niedriger waren als die mit den Programmen berechneten.

Der Vergleich von PELMO- und VARLEACH-Simulationen bis zu einer Teufe von 1,2 m zeigte, daß beide Modelle die Rückstandsgehalte an PBSM im Horizont von 0 - 0,3 m nahezu identisch berechneten (**Abbildung 55**). Diese Übereinstimmung der Ergebnisse nimmt mit zunehmender Teufe ab (**Abbildungen 56 bis 59**). Besonders auffallend ist, daß es bei PELMO im Gegensatz zu VARLEACH Phasen ohne Grundwasserneubildung gibt. Hierzu muß festgestellt werden, daß die Trockenperioden in den Sommermonaten der Jahre 1989 bis 1991, die in den Klimadateien genau erfaßt sind, somit nur von PELMO realitätsnah wiedergegeben werden. VARLEACH muß in diesem Punkt als unzureichend eingestuft werden. Auch LEACHP gibt die o. a. Trockenperioden ohne Sickerwasserbewegung nicht wieder.

Wenn es nicht möglich ist, mit den drei Programmen über ein Profil von 1,2 m (geschweige denn von 5 m) Länge unter Verwendung eines identischen Datensatzes annähernd gleiche Resultate zu erzielen, so liegt das an dem unterschiedlich mathematischen Aufbau der Modelle sowie an den unterschiedlichen Gewichtungen der einzelnen Einflußfaktoren (**Tabelle 29**).

Besonders auffallend bei dem Vergleich von PELMO, LEACHP und VARLEACH sind die prinzipiell unterschiedliche Berechnung des Wassertransports und die mathematisch aufwendige Berechnung des Bioabbaus in VARLEACH. Weitere Differenzen ergeben sich bei den Möglichkeiten zur Berechnung der Sorption und bei der Berücksichtigung sonstiger Einflußgrößen.

Tabelle 29: Vergleich einiger wichtiger Prozesse und Faktoren in VARLEACH, PELMO und LEACHP (abgewandelt nach DIBBERN, 1992)

| Prozesse | PELMO | VARLEACH | LEACHP |
|------------------------------------|--|--|--|
| Transport | CDE* (Feldkapazität, Welkepunkt) | 2-Regionen-Modell (Feldkapazität, Wassergehalt bei 2 bar) | RICHARDS-Glei- chung (Durchlässigkeits- beiwert) |
| Abbau | Ordnung variabel (Halbwertszeit) | 1. Ordnung (E _a -, A- und B- Werte) | 1. Ordnung (Halbwertszeit) |
| Sorption | FREUNDLICH- Isotherme (K _r und n-Werte) | k _d -Wert (variabel) | FREUNDLICH- Isotherme K _{oc} -Werte (K _r und n-Werte) |
| Verdunstung | pot. Evapotranspi- ration (täglich) | pot. Evapotranspi- ration (täglich) | pot. Evapotranspi- ration |
| Faktoren | | | |
| zeitliche Änderung der Sorption | ja | ja | nein |
| Pflanzenwachstum | ja | nein | ja |
| mehrfache Appli- kation | ja | nein | ja |
| Volatilisation | ja | nein | ja |
| Dispersivität | ja | nein | ja |

*CDE = Konvektions-Dispersions-Gleichung

PELMO und VARLEACH berechneten allerdings für ein gegebenes Szenario ungefähr gleiche Verlagerungszeiträume. Die Ergebnisse der LEACHP-Simulationen ergaben hingegen eine sehr viel raschere Verlagerung der Stoffe, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, daß für die Gleichgewichtsberechnungen zu dicke homogene Schichten verwendet wurden. Dieser, auch bei PELMO aufgetretene Effekt hätte möglicherweise durch eine Aufteilung der Rechnung in mehrere Schritte vermieden werden können (Kap. 6.5.2.1).

Eine Festlegung, welches der Simulationsmodelle die realistischere Ergebnisse liefert, ist aufgrund der im Rahmen dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungen nicht abschließend möglich. Festzustellen ist, daß PELMO und LEACHP wesentlich mehr Eingabemöglichkeiten liefern. Sie erfordern deshalb einen größeren Datensatz als VARLEACH. Darüber hinaus erlaubt PELMO die Erstellung von Chemikalien-, Klima- und Bodenszenarien-Dateien bzw. die Verwendung fest im Programm installierter Dateien. In Verbindung mit

einer Benutzeroberfläche ergibt sich hieraus eine bedienerfreundliches Modell mit zahlreichen Möglichkeiten. VARLEACH besitzt wesentlich weniger Eingabemöglichkeiten, benötigt dadurch aber auch nur einen kleineren Datensatz. Bei LEACHP und VARLEACH ist es nicht möglich, feste Simulationsszenarien zu installieren. Außerdem kann bei jedem Simulationslauf nur ein Parameter variiert werden; das Programm muß dann für jede Simulation jeweils neu gestartet werden.

Für die drei Programme gilt allgemein, daß die für die Verlagerung wesentlichen Parameter in den Handbüchern gut dokumentiert sind. Dies ist wichtig für den sinnvollen Einsatz dieser Programme. Weiterhin soll nach DIBBERN und PESTEMER (1992) der für die PBSM-Verlagerung wichtige Vorgang der Sorption von PELMO und VARLEACH sehr gut nachvollzogen werden.

11.3.6 Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung von Verlagerungsmodellen in der Praxis

Grundsätzlich wird die Realitätsnähe von Berechnungen mit Verlagerungsmodellen im wesentlichen von der Qualität und Quantität der Eingabedaten beeinflusst. Unsicherheiten in den Modellen resultieren hauptsächlich aus der unvollständigen bzw. fehlerhaften Beschreibung der Sorptionsprozesse in den Modellen (GOTTESBÜREN ET AL., 1992). Bei den Modellen wird die Gleichgewichtsverteilung der Wirkstoffe aus dem k_d -Wert bestimmt. Dies führt dazu, daß der Wirkstoffgehalt im Boden aufgrund der k_d -Wert spezifischen, linearen Verteilung irgendwann gegen Null strebt. In der Realität bleiben aber mehr oder minder hohe, nicht mehr mit Wasser extrahierbare Rückstände zurück (GOTTESBÜREN ET AL., 1992). Die Annahme von linearen Gleichgewichtseinstellungen vereinfacht bei den klassischen „Chromatographie-Modellen“ (z. B. PELMO) aus bodenphysikalischer Hinsicht die Prozesse der Desorption bzw. Adsorption der PBSM an der Bodenmatrix zu stark. So wird beispielsweise eine zeitliche Verzögerung bei Adsorptions- und Desorptionsvorgängen nicht berücksichtigt (LORBER UND OFFUTT, 1986). Verbesserungen bei der Berechnung der Sorption, wie eine Einbeziehung der zeitlichen Zunahme („Alterung“) des k_d -Werts, führt ebenfalls zu keiner wesentlichen Verbesserung der Ergebnisse (GOTTESBÜREN ET AL., 1992). Weiterhin gehen die Modelle normalerweise nur von Gleichgewichten zwischen zwei Phasen und nicht richtigerweise von Mehrphasensystemen aus. Dennoch scheinen die Einschränkungen bei der Beschreibung der Sorption in den Modellen für die Realitätsnähe der Simulationen gegenüber den Eingabedaten nur eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Für eine optimale Simulation sind vor allem genaue Daten über die Sorption (k_d -Werte), den Abbau der Wirkstoffe, Klimadaten und Daten über den Sickerwassertransport notwendig. Die Realitätsnähe der Simulation ist dabei proportional zu Qualität und Quanti-

tät der Eingabedaten, d. h., je mehr Daten experimentell bestimmt werden und desto genauer die Daten sind, desto besser ist das Simulationsergebnis.

Eine Vorhersage von Transport und Verhalten der PBSM unter Feldbedingungen wird bislang meistens aufgrund von im Labor oder an Lysimetern gewonnenen Daten durchgeführt. Da diese in der Regel nur begrenzt die Feldbedingungen wiedergeben können, kann hierdurch die Genauigkeit von Simulationen zur Berechnung der Verlagerung von PBSM durch die Sickerwasserzone eines realen Wassereinzugsgebiets eingeschränkt sein (MATTHIES ET AL., 1990). Die Qualität der Ausgangsdaten ist also entscheidend für die Güte der Simulationsrechnungen. Dementsprechend ist zu erwarten, daß mit der Entwicklung besserer Analyseverfahren zur Bestimmung der Eingabedaten die Simulationsrechnungen noch realistischer werden können.

Eine räumliche und zeitliche Variabilität der Eingabedaten können Modelle nur beschränkt berücksichtigen (MATTHIES ET AL., 1990). Allerdings kann durch eine genügend große Anzahl von Simulationen die Grundwassergefährdung durch PBSM-Einträge auch für ein größeres Gebiet abgeschätzt werden. Dies ist z. B. bei Lysimeter-Versuchen aus Kostengründen unmöglich. Auch die zeitliche Variabilität der Eingabedaten wird zunehmend in Modellen berücksichtigt, wie das Beispiel der „Alterung“ des k_d -Werts zeigt.

Weiterhin existieren prinzipielle Ungenauigkeiten bei der Aufnahme der meteorologischen Daten, da diese nicht vollständig an der Geländeoberfläche erhoben werden. Der Einfluß dieses Effekts auf das Simulationsergebnis ist aber nur von untergeordneter Bedeutung.

Insgesamt ist davon auszugehen, daß mit zunehmender Länge des zu simulierenden Zeitraums bzw. mit steigender Verlagerungstiefe die Berechnungen immer unsicherer werden (DIBBERN UND PESTEMER, 1992).

Die für eine Simulationsrechnung mit Abstand wichtigsten Parameter sind die Sorption (k_d -Werte) und der Bioabbau. Wie bereits erwähnt, ist die Genauigkeit der k_d -Wert-Bestimmung unter 1,2 m Teufe aufgrund analytisch bedingter Einschränkungen unbefriedigend. In diesem Bereich kann ggf. eine gemessene Wirkstoffadsorption von 1 % vollständig auf Fehler der Bestimmungsmethode zurückzuführen sein. Für diesen Teufenbereich wäre es deshalb möglicherweise sinnvoller, die Adsorption ohne die aufwendige Analytik grundsätzlich auf 1 % (oder 0 %) festzusetzen und daraus die k_d -Werte zu berechnen. Dies wäre immer dann möglich, wenn die Korngrößenanalyse und die C_{org} -Bestimmung keine nennenswerten Anteile an adsorptiv wirksamen Komponenten anzeigen.

Da es sich bei den - im Rahmen dieses Vorhabens nicht bestimmten - Halbwertszeiten der Wirkstoffe im Boden um einen besonders sensitiven Parameter bei Simulationen handelt, sind speziell die in dieser Arbeit ermittelten Wirkstoffgehalte im neugebildeten Grundwasser unsicher. So wurde z. B. Metamitron im gesamten Untersuchungsgebiet bislang nicht im

Grundwasser nachgewiesen. Auch bei Atrazin, Isoproturon und Metribuzin lagen die Wirkstoffgehalte meist deutlich unter den mit PELMO berechneten Werten. Eine experimentelle Bestimmung von Daten über den Bioabbau hätte die Zuverlässigkeit der hier durchgeführten Rechnungen sicher noch deutlich erhöhen können. Allerdings wird die Quantität des Bioabbaus mit in Abbauversuchen (Batch-Versuche) ermittelten Daten häufig überschätzt, da z. B. durch Trocknung und Wiederbefeuchtung der Böden eine starke Angleichung der mikrobiellen Aktivität eintreten kann (BUNTE UND PESTEMER, 1991). Günstiger ist hier sicherlich eine Bestimmung von DT-50-Werten im Feld (BBA, 1990).

Da es bislang unmöglich ist, einen preferential flow, also die schnelle Wirkstoffverlagerung über verschiedenartig begünstigte Wegstrecken (z. B. Wurmkanäle, Trocknungsrisse, Makroporen) mit den herkömmlichen Simulationsprogrammen quantitativ zu erfassen, können die Modelle je nach Ausmaß des preferential flow theoretisch einen zu geringen Wirkstoffaustrag anzeigen. Der preferential flow ist je nach Bodenart unterschiedlich stark ausgeprägt. Preferential flow tritt zumindest im Oberboden mit hoher Wahrscheinlichkeit auf, allerdings werden hierdurch je nach Bodentyp nur ca. 1 % des applizierten Wirkstoffs sehr schnell verlagert (KLEIN ET AL., 1993).

Trotz dieser Einschränkungen sind die Ergebnisse von Simulationsrechnungen für die meisten Anwendungen sehr gut. So sind für die Landwirtschaft in diesem Zusammenhang z. B. die Rückstandsgehalte an PBSM im Boden von besonderer Bedeutung, um einen ökonomischen Einsatz der Mittel gewährleisten zu können und um Nachfolgekulturen vor Schäden durch Rückstände unverträglicher Wirkstoffe zu schützen. Neben der Applikationsmenge erlauben die Programme auch Vorhersagen über den günstigsten Applikationszeitpunkt (GOTTESBÜREN ET AL., 1992). Für die Landwirtschaft ist es demnach ausreichend, daß eine befriedigende Vorhersage der Rückstandsgehalte im Boden bis zu etwa 0,30 m Tiefe möglich ist (GOTTESBÜREN ET AL., 1992; KLEIN ET AL., 1993; PESTEMER, 1993a). Im grundlagenwissenschaftlichen Bereich steht die genaue Übereinstimmung zwischen Lysimeterstudien und Simulationsrechnungen im Vordergrund. Hier können bislang nur für geringe Verlagerungstiefen und kurze Simulationszeiträume zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden (GOTTESBÜREN ET AL., 1992; KLEIN ET AL., 1993; WILLIAMS UND BERNDT, 1977). Eine exakte Ermittlung eines Konzentrationsprofils im Boden- und Sediment ist dagegen mit Modellen nicht erreichbar (DIBBERN UND PESTEMER, 1992).

Bei entsprechend genauen Ausgangsdaten sind jedoch relativ gute Aussagen über die Verlagerungsgeschwindigkeit der PBSM in der ungesättigten Zone möglich (JONES ET AL., 1986). Auch die eigenen Untersuchungen weisen darauf hin, daß die Verlagerungsgeschwindigkeit und damit der Zeitpunkt des Eintrags der PBSM ins Grundwasser mit einer Abweichung von maximal 1 Jahr rückwirkend simulierbar ist. Diese Aussage stützt sich darauf, daß PELMO und VARLEACH mit identischen Eingabeparametern annähernd identische Verlagerungszeiträume berechneten und nach einer Optimierung dieser Eingabedaten

die Simulationsergebnisse untereinander Abweichungen von nur etwa 9 Monaten zeigten. Leider konnte dieses Ergebnis nicht anhand real gefundener Werte verifiziert werden.

Simulationen, die Stoffverlagerungen durch die Sickerwasserzone vorausschauend berechnen sollen, sind mit zusätzlichen Ungenauigkeiten verbunden. Die Sickerwasserbildung wird in den Modellen aus den Klimadaten errechnet. Eine Voraussage des Wetters über mehrere Jahre ist aber nicht möglich. Somit müssen dann insbesondere hinsichtlich des Niederschlags die Mittelwerte der letzten Jahre oder langjährige Mittelwerte eingesetzt werden. Hierdurch blieben dann aber unvorhersehbare Ereignisse, wie z. B. die im Fall Gatzweiler beobachteten besonders trockenen Sommer (1989 - 1992), die einen erheblichen Einfluß auf den Wasserhaushalt hatten, unberücksichtigt. Allerdings kann aus den gleichen Gründen auch kein anderes Verfahren (z. B. Lysimeter-Versuche) das Verhalten von PBSM in der Sickerwasserzone in die Zukunft vorhersagen.

Dennoch sind Simulationsmodelle für die Wasserwirtschaft gut geeignet, das Verhalten von PBSM in der Sickerwasserzone unter „worst-case“-Bedingungen abschätzen zu können. Diese Simulationen unter „worst-case“-Bedingungen bei Verwendung von für das jeweilige Untersuchungsgebiet zutreffenden Standardszenarien (Boden-, Klima-, Chemikaliendaten) erlauben eine gute Einschätzung der Gefahr eines Eintrags von Chemikalien in das Grundwasser. Es besteht auch die Möglichkeit, ein ganzes Wassereinzugsgebiet auf die Gefährdung des Grundwassers durch PBSM-Einträge hin zu untersuchen, indem anhand von Bodenschätzungskarten typische Bereiche ermittelt, untersucht und hierfür Simulationen durchgeführt werden.

Die Kosten für die Simulationen hängen in erster Linie von dem Untersuchungsaufwand zur Bestimmung der Eingabedaten ab. Dabei ist die Realitätsnähe der Simulationsergebnisse proportional zur Qualität und Quantität der Eingabedaten.

12 LITERATURVERZEICHNIS

- ATHORNER, L.: Untersuchungen zur quartären Bruchtektonik der Niederrheinischen Bucht, Eiszeitalter und Gegenwart, **13** (1962), S. 24-105
- ALJEF, K.: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung, Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech, 1991
- BAHRING, N.: Auswertung von Daten wägbarer Lysimeter der Basislysimeterstation Brandis zur Berechnung der Grundwasserneubildung mit einem deterministischen (Mehrlamellen-) Bodenwasser-Modell, Diplomarbeit TH Dresden, Dresden, 1991
- BAILEY, G. W.; WHITE, J. L.: Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil, Residue Reviews, **32** (1970), S. 30-92
- BAUMGARTNER, A.; LIEBSCHER, H.-J.: Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1, Gebrüder Bornträger, Berlin - Stuttgart, 1990
- BIERMANN, W.: Das Stadtklima von Mönchengladbach mit besonderer Berücksichtigung der Niederschlagsverhältnisse als Grundlage der Grundwasserneubildung, Ruhr-Universität Bochum, Bochum, 1983
- BENGTSSON, G.; ENFIELD, C. G.; LINDQUIST, R.: Macromolecules facilitate the transport of trace organics, The Science of the Total Environment, **67** (1987), S. 159-164
- BEVEN, K.; GERMAN, P.: Macropores and water flow in soils, Water Resources Research, **18** (1982), S. 1311-1325
- BEYER, W.: Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Korngrößenverteilung. WWT (Wasserwirtschaft, Wassertechnik), 1964
- BGR (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND GEOLOGISCHE LANDESÄMTER IN DER BRD): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1982
- BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BBA): Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren, Bd. IV, 4-3, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig, 1990
- BLUME, H. P.: Handbuch des Bodenschutzes, Ecomed, Landsberg/Lech, 1990
- BOESTEN, J. J. T. I.: Behaviour of herbicides in soil: Simulation and experimental assessment, Dissertation, Institut für Pflanzenschutzmittelforschung, Wageningen, 1986
- BORCIERS, U.: Erfassung und Charakterisierung von Substraten in pleistozänen Aquiferen sowie deren Verwertbarkeit für die mikrobielle Nitratreduktion, Cuvillier Verlag, Göttingen, 1993
- BORCIERS, U.; NÄVIKE, R.: Bestimmung von organischen Stoffen und Carbonaten in grundwasserleitenden Sedimenten, Wasser und Boden, **9** (1993), S. 692-698
- BUNTE, D.; PEKRUN, S.; UTERMANN, J.; NORDMEYER, H.; PESTEMER, W.: Modellversuche zur Simulation des Einwaschungsverhaltens von Herbiziden in ungestörten Labor-Säulen und im Freiland, Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, **43** (1991), S. 17-23

- BUNTE, D.; PESTEMER, W.: Horizontale und vertikale Variabilität bodenkundlicher Kenndaten und deren Einfluß auf das Verhalten von Pflanzenschutzmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, **43** (1991), S. 238-244
- CAPRIEL, P.; HAISCH, A.: Persistenz von Atrazin und seiner Metaboliten im Boden nach einmaliger Herbizidanwendung, Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **146** (1983), S. 474-480
- DEUTSCHER WETTERDIENST: Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen, Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main, 1960
- DEV (D 1): Anionen (Gruppe D) Bestimmung der Chlorid-Ionen (D1, DIN 38405/T1), In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Dezember 1985
- DEV (D 19): Anionen (Gruppe D) Bestimmung der Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Phosphat (ortho-), Bromid, Nitrat und Sulfat in wenig belasteten Gewässern mit der Ionenchromatographie (D 19, DIN 38405/T19)/ Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Februar 1988
- DEV (D 8): Die Berechnung des gelösten Kohlendioxids (der freien Kohlensäure), des Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ions, In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1975
- DEV (E 1): Kationen (Gruppe E) Bestimmung von Eisen (E1, DIN 38406/T1), In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Mai 1983
- DEV (E 14): Bestimmung des Natrium-Ions, In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1968
- DEV (E 2): Kationen (Gruppe E) Bestimmung von Mangan (E2, DIN 38406/T2), In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Mai 1983
- DEV (E 3): Kationen (Gruppe E) Bestimmung von Calcium und Magnesium (E3, DIN 38406/T3), In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, September 1982
- DEV (S 2): Schlamm und Sedimente (Gruppe S) Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (S 2, DIN 38414/T2), In: FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GDCH UND FACHNORMENAUSSCHUB IM WASSERWESEN (FNW) IM DIN: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1985

- DIBBERN, H.: Zur Simulation des Ausbreitungsverhaltens der Pflanzenschutzmittel Atrazin, Lindan, Terbutylazin im Boden und Grundwasser, Bd. 49, Vertrieb: Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, 1992
- DIBBERN, H.; PESTEMER, W.: Anwendbarkeit von Simulationsmodellen zum Einwaschungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden, Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 44 (1992), S. 134-143
- DIN 18123 (Vornorm, Juli 1971)
- DOMSCH, K. H.: Pestizide im Boden, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1992
- DUYNISVELD, W. H. M.; STREBEL, O.: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 38 (1984), S. 77-82.
- EEC: EEC Directive 67/548 Annex V: Adsorption-Desorption in Soils - Draft for a proposal to update the OECD Guideline No. 106, Oct. 1992
- FREISE, H.; ANDERSON, P. E.: Pesticide residues in soil-problems between concept and concern, Pesticide chemistry, Bd. 4, Pergamon Press, Kronberg Taunus, 1983, S. 23-33
- FRIMMEL, F. H.; HUBER, S. A.: Untersuchungen zur Wechselwirkung von natürlichem DOC (dissolved organic carbon) mit einigen ausgewählten Pestiziden, BMFT, Bonn, 1993
- GOTTESBÜREN, B.: Konzept, Entwicklung und Validierung des wissensbasierten Herbizid-Beratungssystems HERBASYS, Dissertation, Hannover, 1991, S. 184-188
- GOTTESBÜREN, B.; PESTEMER, W.; BUNTE, D.; WANG, K.; MISCHNEWSKY, M.-B.; ZHAO, J.: Anwendung eines Simulationsmodells (VARLEACH) zur Berechnung der Herbizidverlagerung im Boden unter Freilandbedingungen. Teil II: Einbindung in das Herbizid-Beratungssystem HERBASYS und Aspekte des praktischen Einsatzes, Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, (1992), S. 327-336
- GÜNTHER, P.: persönliche Mitteilung, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig, 1994
- HAGER, H.; PRÜFERT, J.: Tertiär, Geologie am Niederrhein, 4. Aufl., Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 1988, S. 32-40
- HAUDE, W.: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise, Mitt. des Deutschen Wetterdienstes, 2 (1955), S. 1-23
- HELLEKES, R.: Analyse des Bodenwasserhaushaltes eines Lößstandortes im Bereich Mönchengladbach bei Anwendung verschiedener Methoden, Bes. Mitt. Dt. Gewässerkd. Jb., 47, 1985
- HELLING, C. S.; GISH, T. J.: Soil characteristics affecting pesticide movement into ground water. In: GARNER, W. Y.; HONEYCUTT, R. C. und NIGG, H. N.: Evaluation of pesticides in ground water, American Chemical Society, Washington DC, 1986, S. 14-38
- HERZEL, F.: Zum Aussagewert von Tests im Rahmen der Prüfung von Pflanzenbehandlungsmitteln auf ihr Verhalten im Boden, In: HELLER, A.: Gewässer und Pflanzenbehandlungsmittel IV, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Bd. 51, Bundesgesundheitsamt, Berlin, 1981, S. 71-77

- HÖLL, K.: Wasser - Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie, 7. Auflage, Verlag Walter de Gruyter, Berlin, 1986
- HORN, R.: Über die bodenphysikalischen Messungen im Bereich des Wasserwerkes Rheindahlen, Manuskript aus dem Archiv der Stadtwerke Mönchengladbach GmbH, Mönchengladbach, 1984
- HURLE, K.: Pflanzenschutz und Grundwasser, In: MILDE, G. und MÜLLER-WEGENER, U.: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser - Bestandsaufnahme, Verhinderungs- und Sanierungsstrategien, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1989, S. 129-136
- HURLE, K.; WALKER, A.: Persistence and its prediction, In: HANCE, R. J.: Interactions between Herbicides and the soil, Academic Press, London, 1980, S. 83-122
- HUTSON, J. L.; WAGENET, R. J.: Leaching Estimation and Chemistry Model - Version 3, Research series No. 92-3, Department of soil crop and atmospheric sciences, Sept. 1992
- JANZEN, M.: Studie zur Bewertung des Wassergefährdungspotentials von Formulierhilfsstoffen für Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, Diplomarbeit, Uni-GH-Duisburg, 1992, S. 28-37
- JONES, R. L.; BLACK, G. W.; ESTES, T. L.: Comparison of computer model predictions with unsaturated zone field data for aldicarb and aldoxycarb, Environmental Toxicology and Chemistry, 5 (1986), S. 1027-1037
- KIENZ, H.: Einfluß von Stoff- und Umweltvariablen bei der Versickerung und Persistenz von Pflanzenschutzmitteln in Böden, Wissenschaftsverlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt, 1993
- KLEIN, G.: Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, In: AURAND, K. et al.: Die Trinkwasserverordnung, E. Schmidt, Berlin, 1987, S. 278-284
- KLEIN, M.: PELMO 1.5, Benutzerhandbuch, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, 1993a
- KLEIN, M.: persönliche Mitteilung, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, 1993b
- KLEIN, M.; KLEIN, W.: Grundwasserkontamination durch Pflanzenschutzmittel, Nachr. Chem. Tech. Lab., 38 (1990), S. 594-600
- KLEIN, W.; KLEIN, M.; KÖRDEL, W.: persönliche Mitteilung, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, 1993
- KLOSTERMANN, J.: Die Geologie der Venloer Scholle (Niederrhein), Geologisches Jahrbuch, Bd. A 66, BGR, Hannover, 1983
- KLOTZ, D.: Zum Migrationsverhalten von Pestiziden, In: AGF: Belastung von Böden und Gewässern. Tagung der Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, München, 1991, S. 48-52
- LEUCHS, W.; NIESSNER, M.; VAN BERK, W.; SHARK, C.; OBERMANN, P.: Vorkommen von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Grundwässern Nordrhein-Westfalens und Folgerungen für Sanierungskonzepte, Wasser und Boden, 3 (1990), S. 131-137
- LICHTENBERG, U.: Untersuchungen zum Mikroorganismengehalt und zu Enzymaktivitäten in pleistozänen Grundwasserleitern, Cuvillier-Verlag, Göttingen, 1993

- LORBER, M. N.; OFFUTT, C. K.: A method for the assessment of groundwater contamination potential, In: GARNER, W. Y.; HONEYCUTT, R. C. und NIGG, H. N.: Evaluation of pesticides in groundwater, American Chemical Society, Washington DC, 1986, S. 342-365
- MATENA, H.: Einfluß des Bodens auf den Abbau und die Versickerung von Pflanzenschutzmitteln, Schriften der Landwirtschaftskammer Rheinland, Strategien zur Verminderung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser, Landwirtschaftskammer Rheinland, Bonn, 1989, S. 14-30
- MATTHEB, G.: Lehrbuch der Hydrogeologie Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers, Bd. 2, 2. Aufl., Gebrüder Bornträger, Berlin - Stuttgart, 1990
- MATTHEB, G.: Verhalten von organischen Stoffen beim Transport durch die wasserungesättigte Zone, Braunschweiger Grundwasserkolloquium, Grundwasserkontamination durch diffuse Stoffeinträge, Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, 1993, S. 13-35
- MATTHEB, G.; BEDBUR, E.: Transportversuch mit Tritium und den Pflanzenschutzmitteln Chlortoluron, Terbutylazin und Pendimethalin im Bereich des Twin-Lake Versuchsfeldes der Chalk-River-Laboratories (CRL) in Kanada, Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Kiel, Kiel, 1991
- MATTHEB, M.; BEHRENDT, H.; TRAPP, S.: Modeling and model validation for exposure assessment of the terrestrial environment, In: FREIHE, H.: Pesticide Chemistry, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1990, S. 433-444
- MCCARTHY, J. F.; ZACHARA, J. M.: Subsurface transport of contaminants, Environ. Sci. Technol., **23** (1989), S. 496-502
- NICHOOLS, P. H.; WALKER, A.; BAKER, R. J.: Measurement and simulation of the movement and degradation of atrazine and metribuzine in a fallow soil, Pesticide science, **13** (1982), S. 484-494
- NIELSEN, D. R.; VAN GENUCHTEN, M. T.; BIGGAR, J. W.: Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone, Water Resources Research, **22** (1986), S. 89-108
- NORDMEYER, H.; ROSE, H.; DIBBERN, H.; PESTEMER, W.: Pflanzenschutzmittel im Grundwasser - Säulenversuche unter anaeroben Bedingungen, Wasser und Boden, **2** (1991), S. 85-98
- OTTO, J. C. G.: Pestizide - Belastbarkeit, Selbstreinigungsvermögen und Fruchtbarkeit von Böden, Landwirtschaftliche Forschung, **35** (1982), S. 238-256
- PERKOW, W.: Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel, 2. Aufl., Verlag Paul Parey, Frankfurt, 1992
- PESTEMER, W.: Herbiziddynamik und Boden, Pflanzenschutzmittel und Boden, Verlag Paul Parey, Berlin, 1985, S. 69-80
- PESTEMER, W.: Verhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden und angrenzenden Kompartimenten, Braunschweiger Grundwasserkolloquium, Grundwasserkontamination durch diffuse Stoffeinträge, Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, 1993a, S. 133-149
- PESTEMER, W.: persönliche Mitteilung, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig, 1993b

- PESTEMER, W.; GÜNTHER, P.: persönliche Mitteilung, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig, 1993
- PESTEMER, W.; NORDMEYER, H.: Modelluntersuchungen mit ausgewählten Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil im Hinblick auf die Beurteilung einer Grundwasserbelastung, Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig, (1990)
- QUENTIN, K. E.; GRANDET, M.; WEIL, L.: Pestizide und Trinkwasserversorgung, DVGW-Schriften, Bd. 53, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Eschborn, 1987
- RADULOVICH, R.; SOLORZANO, E.; SOLLINS, P.: Soil macropore size distribution from waterbreakthrough curves, Soil Sci. Soc. Am. J., **53** (1989), S. 556-559
- SALEH, F. M. A.; BISHOP, D. J.; DIETRICH, S. F.: Transport of nonsorbed chemicals in the subsurface environment: proposed model with experimental verification, Soil Sci., **149** (1990), S. 23-34
- SCHIEFFER, F.; SCHIACHTSCHABEL, P.: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1984
- SCHLIMM, W.; THIERMANN, A.: Perm. - In: Geologie am Niederrhein, 4. Aufl., Geologisches Landesamt Nordrhein Westfalen, Krefeld, 1988, S. 18-23
- SCHUMACHER, D.; WELLENS, M.: Zehn Jahre Hydrologische Station Mönchengladbach-Rheindahlen (1983 - 1992), Stadtwerke Mönchengladbach, Mönchengladbach, 1993
- SCHWARZENBACH, R. P.; GIGER, W.: Behavior and fate of halogenated hydrocarbons in groundwater, In: WARD, C. H.; GIGER, W. und MCCARTHY, P. L.: Ground Water Quality, John Wiley & Sons Inc., New York, 1985, S. 446-471
- SPONAGEL, H.: Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen /Geologisches Jahrbuch, Bd. 9, Reihe F, BGR, Hannover, 1980
- TEICHER, K.; SCHULER, P.: Ermittlung des pH-Werts in Bodenproben, Deutscher Gartenbau, Eugen Ulmer, **36** (1982)
- VAN BERK, W.: Grundwasserbelastung in NRW. - In: LWA (Landesamt für Wasser und Abfall) - Materialien, Nr. 2, **88**, S. 98-102, Düsseldorf, 1988
- VELIKOV, B. L.; AL MOHAMMED, Y.: Laboratory investigations on the migration of pesticides in porous medium, In: VAN DUJVENDOODEN, W. und VAN WAEGENIGH, H. G.: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, Int. conference Noordwijk aan Zee, 1987, S. 849-859
- VOGT, M.: Pestizidbelastung von Oberflächen- und Grundwasser im westlichen Münsterland, Ruhr-Universität Bochum und Landesamt für Wasser und Abfall NRW, 1990
- VON OEPEN, B.: Sorption organischer Chemikalien an Böden, Wissenschaftsverlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt, 1990
- WALKER, A.: Evaluation of a simulation model for prediction of herbicide movement and persistence in soil, Weed Research, **27** (1987), S. 143-152

- WELLENS, M.; NITSCH, M.: Entwicklung des Bodenwasserhaushaltes in der wasserungesättigten Bodenzone am Standort Gatzweiler für die Wasserwirtschaftsjahre 1989-1992, Stadtwerke Mönchengladbach, Mönchengladbach, 1992
- WERNER, G.: Untersuchungen zur Analytik und zum Vorkommen von Triazinen in Grund- und Oberflächenwässern, Schriftenreihe des LWA NRW, Bd. 6, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 1986, S. 21-29
- WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D.: Sediment Yield Prediction on Watershed Hydrology, Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 20 (1977), S. 1100-1104
- WILLIAMS, R. E.; ALLMAN, D. W.: Factors affecting infiltration and recharge in a loess-covered basin, Journal of Hydrology, 8 (1969), S. 265-281
- WINTERKAMP, R.: Der Bodenwasserhaushalt in Mönchengladbach-Rheindahlen in den Wasserwirtschaftsjahren 1985-1988, Diplomarbeit Universität Essen, Essen, 1990

13 VERZEICHNIS DER VERWENDETEN SYMBOLE UND ABKÜRZUNGEN:

| Symbol | Einheit | Bezeichnung |
|-------------|---------|---|
| $1/n$ | | FREUNDLICH-Exponent |
| AD | | Außendurchmesser |
| BBA | | Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft |
| CDE | | Konvektions-Dispersions-Gleichung |
| C_o | [mg/l] | Konzentration einer Lösung zum Zeitpunkt 0 |
| C_{org} | [%] | Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden |
| DAD | | Dioden-Array-Detektor |
| DOC | | Gehalt an gelöstem organisch gebundenem Kohlenstoff im Wasser |
| DT 50 | [d] | Zeit, die für die Abnahme der Ausgangskonzentration eines Wirkstoffes um 50 % notwendig ist |
| EPA | | amerikanische Umweltbehörde (Environmental Protection Agency) |
| ET_p | | Evapotranspiration |
| GC | | Gaschromatographie |
| GOF | | Geländeoberfläche |
| HB | | Handbohrung |
| HPLC | | Hochdruckflüssigkeitschromatographie |
| HYDROSTAT | | Simulationsprogramm zur Berechnung der Wasserverlagerung in der ungesättigten Zone |
| ID | | Innendurchmesser |
| IUCT | | Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie |
| IWW | | Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH |
| KAK | | Kationen-Austausch-Kapazität |
| k_d | [ml/g] | Verteilungskoeffizient |
| k_r -Wert | [cm/d] | Durchlässigkeitsbeiwert, Wasserleitfähigkeit auf den Gehalt des Bodens an organisch gebundenem Kohlenstoff normierter k_d -Wert |
| K_{oc} | | Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient |
| K_{ow} | | Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient |
| LEACHP | | Programm zur Simulation der Stoffverlagerung im Boden |

| | | |
|-----------------|---------|--|
| MS | | Massenspektrometer |
| MSD | | Massenselektiver-Detektor |
| PBSM | | Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel |
| PELMO | | Pesticide Leaching Model, Programm zur Simulation |
| der | | |
| | | PBSM-Verlagerung im Boden |
| PND | | Phosphor-Stickstoff-Detektor |
| pF-Wert | lg mbar | Maß für die Saugspannung des Wassers (z. B. im |
| Boden) | | |
| pK _a | | Säurekonstante |
| pK _b | | Basenkonstante |
| PRZM | | Pesticide Root Zone Model, Programm zur Simulation |
| | | der Stoffverlagerung im Boden |
| R _d | | Retardationsfaktor |
| SESOIL | | Seasonal Soil compartment model, Programm zur |
| | | Simulation der Stoffverlagerung im Boden |
| TVO | | Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für |
| | | Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - |
| | | TrinkwV) |
| UBA | | Umweltbundesamt |
| VARLEACH | | variable leaching, Programm zur Simulation der |
| | | Stoffverlagerung im Boden |
| W-Auflage | | Wasserschutzgebietsauflage |
| Wst. | | PBSM-Wirkstoff |
| WWJ | | Wasserwirtschaftsjahr (1. Nov. bis 30. Okt.) |
| y _h | kPa | Hydraulisches Potential |
| y _m | MPa | Matrixpotential |

Alle sonstigen verwendeten Symbole und Abkürzungen werden separat in den zugehörigen Gleichungen erläutert.

14

BILDANHANG

| | Seite |
|---|-------|
| Abbildung 1: Übersichtsplan über das Untersuchungsgebiet..... | 20 |
| Abbildung 2: Niederschlagsentwicklung in Mönchengladbach-Rheindahlen 1983 - 1993 (Bezug: Lysimeter 1) | 23 |
| Abbildung 3: Mittlere monatliche Niederschläge und Abweichung vom langjährigen Mittel für die WWJ 1983 - 1993..... | 23 |
| Abbildung 4: Entwicklung der jährlichen Verdunstung in Mönchengladbach-Rheindahlen 1983 - 1993 (Bezug: Lysimeter 1) | 25 |
| Abbildung 5: Entwicklung der Sickerwassermenge in Mönchengladbach- Rheindahlen 1983 - 1993 (Bezug: Lysimeter 1) | 27 |
| Abbildung 6: Geologische Struktur der Niederrheinischen Bucht (nach Ahorner, 1962)..... | 30 |
| Abbildung 7: Lage und Anordnung der Probenahmestellen (HB 6/1, HB 6/2, HB 6/3) zur Entnahme der horizontalen Boden- und Sedimentproben (Abstände zwischen den Bohrpunkten: 20 m)..... | 49 |
| Abbildung 8: Strukturschema eines an eine Tonmineraloberfläche gebundenen Huminstoffmoleküls (M = Metallkation) (Scheffer und Schachtschabel, 1984)..... | 66 |
| Abbildung 9: Beispiele zum Aufbau einiger Tonminerale (Kaolinit, Illit, Smectit, Chlorit) (Scheffer und Schachtschabel, 1984)..... | 67 |
| Abbildung 10: Metabolischer (links) und cometabolischer Abbau (rechts) organischer Stoffe im Boden (schematisch); links: A = lag- Phase (Adaptionsphase), B = Abbauphase, C = Phase des verlangsamten Abbaus; rechts: A = Abbau nicht limitiert, B = Abbau limitiert..... | 74 |
| Abbildung 11: Beispiel für den möglichen Abbau eines PBSM (schematische Darstellung der Metabolitenfamilie des Atrazins) (abgewandelt nach Werner, 1986)..... | 75 |
| Abbildung 12: Phytotoxische und nicht phytotoxische Atrazin-Metaboliten (Capriel und Haisch, 1983)..... | 76 |
| Abbildung 13: Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushalts an einem Standort..... | 84 |
| Abbildung 14: Beziehung zwischen dem Nitratgehalt des Grundwassers und dem Grundwasserstand am Beispiel der Meßstelle HB 6 | 95 |
| Abbildung 15: PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle 43/036</u> (März '89 bis März '93) | 97 |
| Abbildung 16: PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle HB 10</u> (März '91 bis '93) | 98 |

| | | |
|----------------------|--|-----|
| Abbildung 17: | PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle HB 6</u> (März '91 bis März '93) | 100 |
| Abbildung 18: | PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle 43/003</u> (März '89 bis März '93) | 101 |
| Abbildung 19: | Bromacil-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle HB 9</u> (Mai '91 bis März '93)..... | 102 |
| Abbildung 20: | PBSM-Gehalte im Grundwasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle 43/002</u> (März '89 bis März '93) | 103 |
| Abbildung 21: | Nitratkonzentration im Wasser aus den Horizontalfilterbrunnen 1 und 2 des Wasserwerks Gatzweiler zwischen 1985 und 1993 | 105 |
| Abbildung 22: | PBSM-Gehalte im tieferen Grundwasser aus der <u>Meßstelle 43/002</u> (März '89 bis März '91) | 107 |
| Abbildung 23: | Beziehung zwischen dem Grundwasserflurabstand und der Konzentration verschiedener Wasserinhaltsstoffe (NO ₃ ⁺ , Cl ⁻ , Na ⁺) im Wasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Meßstelle 43/031</u> | 109 |
| Abbildung 24: | Beziehung zwischen dem Grundwasserflurabstand und der Konzentration verschiedener Wasserinhaltsstoffe (NO ₃ ⁺ , Cl ⁻ , Na ⁺) im Wasser von der Grundwasseroberfläche bei der <u>Handbohrung HB 17</u> | 110 |
| Abbildung 25: | Tiefenverteilung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C _{org}) in den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3 | 116 |
| Abbildung 26: | Tiefenverteilung des Schluffgehaltes in den Bohrprofilen HB 6/1 - HB 6/3 | 119 |
| Abbildung 27: | Tiefenverlauf der Feldkapazität in den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 | 119 |
| Abbildung 28: | Vergleich zwischen Wassergehalt, Schluffgehalt und Feldkapazität am Beispiel des Bohrprofils HB 6/2 | 120 |
| Abbildung 29: | Teufenverlauf der pH-Werte in den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 | 121 |
| Abbildung 30: | Sorptionskinetiken für Atrazin am Beispiel der Oberbodenproben aus dem Bohrprofil HB 6/2 | 124 |
| Abbildung 31: | k _d -Werte für Metamitron, Metribuzin, Isoproturon und Atrazin in Abhängigkeit von der Teufe am Beispiel des Profils HB 6/2 | 126 |
| Abbildung 32: | Vergleich des Teufenverlaufs der k _d -Werte bei den drei Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 am Beispiel von Isoproturon | 127 |

| | | |
|----------------------|--|-----|
| Abbildung 33: | Beziehung zwischen dem k_d -Wert von Atrazin bzw. Isoproturon und dem C_{org} -Gehalt der Boden- und Sedimentproben am Beispiel des Profils HB 6/2..... | 128 |
| Abbildung 34: | Beziehung zwischen dem k_d -Wert von Atrazin bzw. Isoproturon und dem Schluffanteil der Boden- und Sedimentproben am Beispiel des Profils HB 6/2..... | 128 |
| Abbildung 35: | Transport von Sickerwasser und Atrazin zur Grundwasseroberfläche in 5 m Teufe bei HB 6/2 | 138 |
| Abbildung 36: | Vergleich von PELMO-Simulationen unter Verwendung gemessener und nach HAUDE berechneter Werte für die Evapotranspiration; Profil HB 6/1, 0 - 1,20 m Teufe, Isoproturon | 139 |
| Abbildung 37: | Vergleich von PELMO-Simulationen von 0 - 1,2 m und von 0 - 5,0 m Teufe unter sonst gleichen Bedingungen; Profil HB 6/1, Isoproturon | 140 |
| Abbildung 38: | Abhängigkeit des "theoretisch" berechneten Konzentrationsverlaufs von Atrazin von der Anzahl an homogenen Unterschichten im Rechenmodell | 141 |
| Abbildung 39: | Vergleich von PELMO-Simulationen bis 5 m Teufe unter Aufteilung der Rechnung in eine unterschiedliche Anzahl von Teilschritten und somit homogener Unterschichten Profil HB 6/1, Atrazin | 142 |
| Abbildung 40: | Vergleich von PELMO-Simulationen bis 1,2 m Teufe unter Aufteilung der Rechnung in 1 bzw. 2 Schritte (1 Schritt = 50 Schichten); Profil HB 6/1, Atrazin | 143 |
| Abbildung 41: | Vergleich von PELMO-Simulationen bei Variation des FREUNDLICH-Exponenten zwischen 1 und 0,8; Profil HB 6/3, 0 - 5,0 m Teufe, Atrazin | 144 |
| Abbildung 42: | Simulation der Verlagerung von Metamitron ohne (<u>korrigierte akt. Atmung</u>) und mit <u>gemessener akt. Atmung</u> im Sediment (Teufe: > 1,2 m); Metamitron, $t_{1/2} = 25$ Tage, Profil HB 6/3, 0 - 5 m Teufe..... | 145 |
| Abbildung 43: | PELMO-Ergebnisse in Abhängigkeit vom Bioabbau des Wirkstoffs; Metamitron, Profil HB 6/1, 0 - 1,2 m Teufe..... | 146 |
| Abbildung 44: | Auswirkung der analytischen Schwankungsbreite der k_d -Werte auf das Simulationsergebnis mit PELMO; Atrazin, Profil HB 6/3, 0 - 1,2 m Teufe..... | 147 |
| Abbildung 45: | Vergleich von PELMO-Simulationen unter Verwendung der Szenarien Metamitron und HB 6/1 (niedrigste k_d -Werte) sowie Metamitron und HB 6/2 (höchste k_d -Werte), 0 - 5 m Teufe..... | 134 |
| Abbildung 46: | Auswirkung einer einmaligen und einer mehrfachen Applikation auf die Simulation mit PELMO; Metamitron, Profil HB 6/1, 0 - 5 m Teufe; Applikation jeweils 4 kg/ha | 149 |

| | | |
|----------------------|---|-----|
| Abbildung 47: | Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Atrazin , Profil HB 6/3 , 0 - 5 m Teufe | 151 |
| Abbildung 48: | Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Isoproturon , Profil HB 6/3 , 0 - 5 m Teufe..... | 151 |
| Abbildung 49: | Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Metribuzin , Profil HB 6/3 , 0 - 5 m Teufe..... | 152 |
| Abbildung 50: | Ergebnis einer PELMO-Simulation unter Verwendung des Szenarios Metamitron , Profil HB 6/1 , 0 - 5 m Teufe..... | 152 |
| Abbildung 51: | Ergebnis einer VARLEACH-Simulation unter Verwendung des Szenarios Atrazin , Profil HB 6/3 , 0 - 1,2 m Teufe | 154 |
| Abbildung 52: | Ergebnis einer LEACHP-Simulation unter Verwendung des Szenarios Atrazin , Profil HB 6/3 , 0 - 1,2 m Teufe | 155 |
| Abbildung 53: | Ergebnis einer LEACHP-Simulation unter Verwendung des Szenarios Isoproturon , Profil HB 6/3 , 0 - 1,2 m Teufe..... | 155 |
| Abbildung 54: | Ergebnis einer LEACHP-Simulation unter Verwendung des Szenarios Metribuzin , Profil HB 6/3 , 0 - 1,2 m Teufe..... | 156 |
| Abbildung 55: | Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgehalte an Atrazin im Horizont von 0 - 0,3 m , Profil HB 6/3 | 158 |
| Abbildung 56: | Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgehalte an Atrazin im Horizont von 0,3 - 0,6 m , Profil HB 6/3 | 158 |
| Abbildung 57: | Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgehalte an Atrazin im Horizont von 0,6 - 0,9 m , Profil HB 6/3 | 159 |
| Abbildung 58: | Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Rückstandsgehalte an Atrazin im Horizont von 0,9 - 1,2 m , Profil HB 6/3 | 159 |
| Abbildung 59: | Vergleich der mit PELMO und VARLEACH ermittelten Konzentrationen an Atrazin im aussickernden Wasser , 0 - 1,2 m Teufe, Bohrprofil HB 6/3 | 160 |
| Abbildung 60: | Vergleich von Simulationsergebnissen für die Profile HB 6/1 und HB 6/3 ; Metribuzin , 0 - 5 m Teufe | 161 |
| Abbildung A1: | Aufnahme der Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand 1989 (gezeichnet KLINKEN 1994) | 188 |
| Abbildung A2: | Aufnahme der Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand 1990 (gezeichnet KLINKEN 1994) | 189 |
| Abbildung A3: | Aufnahme der Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand 1991 (gezeichnet KLINKEN 1994) | 190 |
| Abbildung A4: | Aufnahme der Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand 1992 (gezeichnet KLINKEN 1994) | 191 |

| | |
|--|-----|
| Abbildung A5: Grundwasser-Flurabstandskarte des Einzugsgebietes des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand Juni 1992 (gezeichnet KLINKEN 1994)..... | 192 |
| Abbildung A6: Grundwassergleichenplan des Einzugsgebietes des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand Juni 1992 (gezeichnet KLINKEN 1994)..... | 193 |
| Abbildung A7: Lage- und Übersichtsplan der Probenahmestellen im Einzugsbereich des Wasserwerkes Gatzweiler (gezeichnet KLINKEN 1994)..... | 194 |
| Abbildung A8: Nitratkonzentrationen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand Juni 1992 (gezeichnet KLINKEN 1994)..... | 195 |
| Abbildung A9: Schematische Darstellung der Probenahmeeinrichtung für die Grundwasserprobenahme an der Grundwasseroberfläche..... | 196 |
| Abbildung A10: Darstellung der mit HYDROSTAT berechneten Zeit-Tiefen- Kurven zur Beschreibung der Sickerwasserverlagerung (WWJ '89 bis '91)..... | 197 |

15 TABELLENANHANG

Seite

| | | |
|--------------------|--|-----|
| Tabelle 1: | Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Getreide im Herbst | 20 |
| Tabelle 2: | Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Getreide im Frühjahr | 21 |
| Tabelle 3: | Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung in Zuckerrüben | 24 |
| Tabelle 4: | Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung im Mais | 26 |
| Tabelle 5: | Präparate zur Unkraut- und Ungrasbekämpfung in Kartoffeln | 29 |
| Tabelle 6: | Präparate zur totalen Unkrautvernichtung (Einsatz im Nichtkulturland) | 31 |
| Tabelle 7: | Verfahren zur Bestimmung der anorganischer Parameter in Grundwasserproben | 37 |
| Tabelle 8: | Bezeichnung und Entnahmeteufe der untersuchten Boden- und Sedimentproben aus dem Bereich der HB 6 | 40 |
| Tabelle 9: | Bestimmungsgrenzen und Linearitätsbereiche bei der Analyse von Herbiziden mittels HPLC | 44 |
| Tabelle 10: | Physikalische und chemische Eigenschaften der in den Modellen eingesetzten Herbizide | 46 |
| Tabelle 11: | Bodeneigenschaften, die den PBSM-Transport beeinflussen (nach Helling und Gish, 1986) | 48 |
| Tabelle 12: | Weitere Faktoren, die die Transportvorgänge von PBSM im Boden beeinflussen (nach Helling und Gish, 1986) | 49 |
| Tabelle 13: | Korrelationsgleichungen für die Beziehung des $\log K_{OC}$ zum $\log K_{OW}$ (von Oepen, 1990) | 57 |
| Tabelle 14: | Relative Abweichung in % des Verdunstungsfaktors verschiedener Fruchtfolgen von Brach- und Grünland (in Anlehnung an Sponagel, 1980) | 70 |
| Tabelle 15: | Überblick über die wichtigsten in PELMO berücksichtigten Prozesse und Faktoren: | 73 |
| Tabelle 16: | Überblick über die wichtigsten in VARLEACH berücksichtigten Prozesse und Faktoren: | 76 |
| Tabelle 17: | Im oberflächennahen Grundwasser am häufigsten beobachtete PBSM (Gesamtzahl der untersuchten Proben (N): 374) | 82 |
| Tabelle 18: | Im Grundwasser aus dem gesamten Grundwasserleiter beobachtete PBSM (Gesamtzahl der untersuchten Proben (N): 70) | 92 |
| Tabelle 19: | <u>Lagerungsdichte</u> der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3 | 100 |

| | | |
|--------------------|--|-----|
| Tabelle 20: | <u>Wassergehalte</u> der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3..... | 101 |
| Tabelle 21: | <u>C_{org}-Gehalte</u> der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3..... | 102 |
| Tabelle 22: | <u>Aktuelle Atmung</u> , berechnet als biotische O ₂ -Zehrung, der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3..... | 103 |
| Tabelle 23: | Ergebnisse der Bestimmung der Korngrößenverteilung des Bodens und Sediments der Profile HB 6/1 bis HB 6/3..... | 104 |
| Tabelle 24: | <u>Feldkapazitäten</u> der Boden- und Sedimentproben aus den Profilen HB 6/1 bis HB 6/3..... | 104 |
| Tabelle 25: | k _d -Werte der Boden- und Sedimentproben aus den Bohrprofilen HB 6/1 bis HB 6/3 (Schütteldauer 16 Stunden)..... | 111 |
| Tabelle 26: | Übersicht über Wiederergänzungs- und Stagnationsphasen der Bodenwasserbewegung..... | 119 |
| Tabelle 27: | Übersicht über die mittlere jährliche Abstandsgeschwindigkeit des Sickerwassers..... | 121 |
| Tabelle 28: | Übersicht über die mittleren monatlichen und jährlichen Abstandsgeschwindigkeiten [cm/d] für die Wasserwirtschaftsjahre 1989 bis 1993..... | 122 |
| Tabelle 29: | Vergleich einiger wichtiger Prozesse und Faktoren in VARLEACH, PELMO und LEACHP (abgewandelt nach Dibbern)..... | 151 |
| Tabelle A1: | PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben von der Grundwasseroberfläche aus Grundwassermeßstellen , die im Bereich der Grundwasseroberfläche verfiltert sind sowie Grundwasserflurabstände..... | 198 |
| Tabelle A2: | PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben von der Grundwasseroberfläche aus den Handbohrungen sowie Grundwasserflurabstände..... | 202 |
| Tabelle A3: | PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben, die aus dem Grundwasserleiter in seiner gesamten Mächtigkeit bzw. teufenorientiert entnommen wurden sowie Grundwasserflurabstände..... | 207 |
| Tabelle A4: | Ergebnisse der Analysen von Bodenproben aus dem Bereich von HB 10 und HB 20 auf 8 verschiedene PBSM..... | 212 |

| | | |
|--------------------|--|-----|
| Tabelle A5: | Ergebnisse eines Sonderprogramms, bei dem die Meßstellen 43/002, 43/031 und die Handbohrung 17 (Abbildung A17) von Oktober 1992 bis April 1993 in einem 14-tägigen Rhythmus an der Grundwasseroberfläche beprobt und neben den PBSM- und Nitratkonzentrationen auch die Konzentration der Anionen Chlorid, Sulfat, Fluorid, Phosphat (gesamt) und die der Kationen Ammonium, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium sowie die Leitfähigkeit bestimmt wurden. | 213 |
|--------------------|--|-----|

Anhang

Flächennutzung

Stand: 1989

Legende:



beprobter Pegel bzw.
Brunnen (mit Archiv-
nummer SWMG)



Fassungsgelände
Wasserwerk Gatzweiler



Getreide



Kartoffeln



Zuckerrüben



Mais



Sonstiges

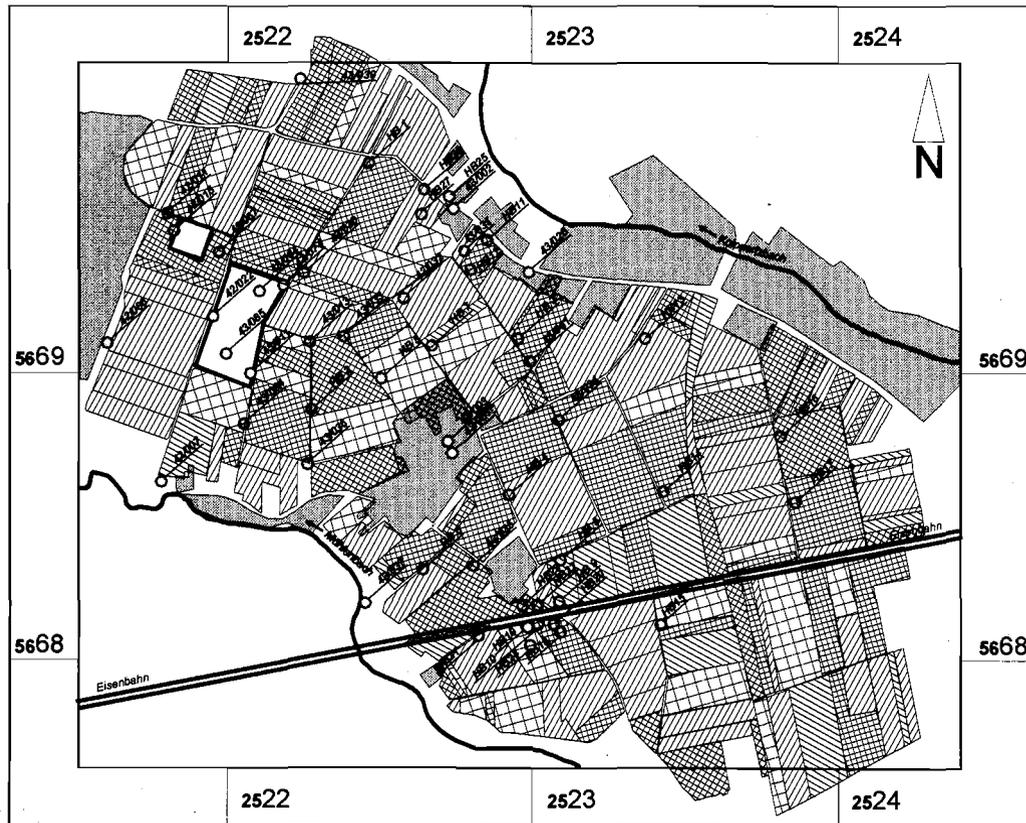
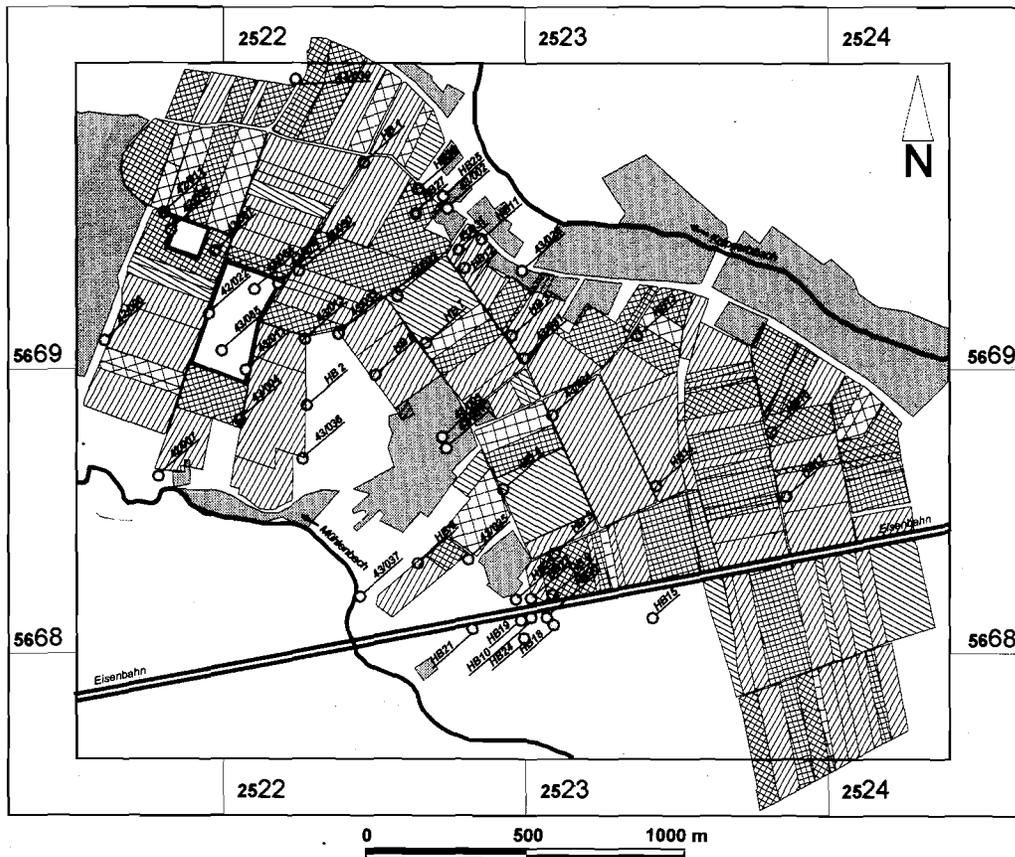


Abbildung A1:

Aufnahme der Flächennutzung im Einzugs-
gebiet des Wasserwerkes Gatzweiler,
Stand 1989 (gezeichnet KLINKEN 1994)



Flächennutzung

Stand: 1990

Legende:

-  beprobter Pegel bzw. Brunnen (mit Archivnummer SWMG)
-  Fassungsgelände Wasserwerk Gatzweiler
-  Getreide
-  Kartoffeln
-  Zuckerrüben
-  Mais
-  Sonstiges

Abbildung A2:
Aufnahme der Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand 1990 (gezeichnet KLINKEN 1994)

Flächennutzung

Stand: 1991

Legende:



beprobter Pegel bzw.
Brunnen (mit Archiv-
nummer SWMG)



Fassungsgelände
Wasserwerk Gatzweiler



Getreide



Kartoffeln



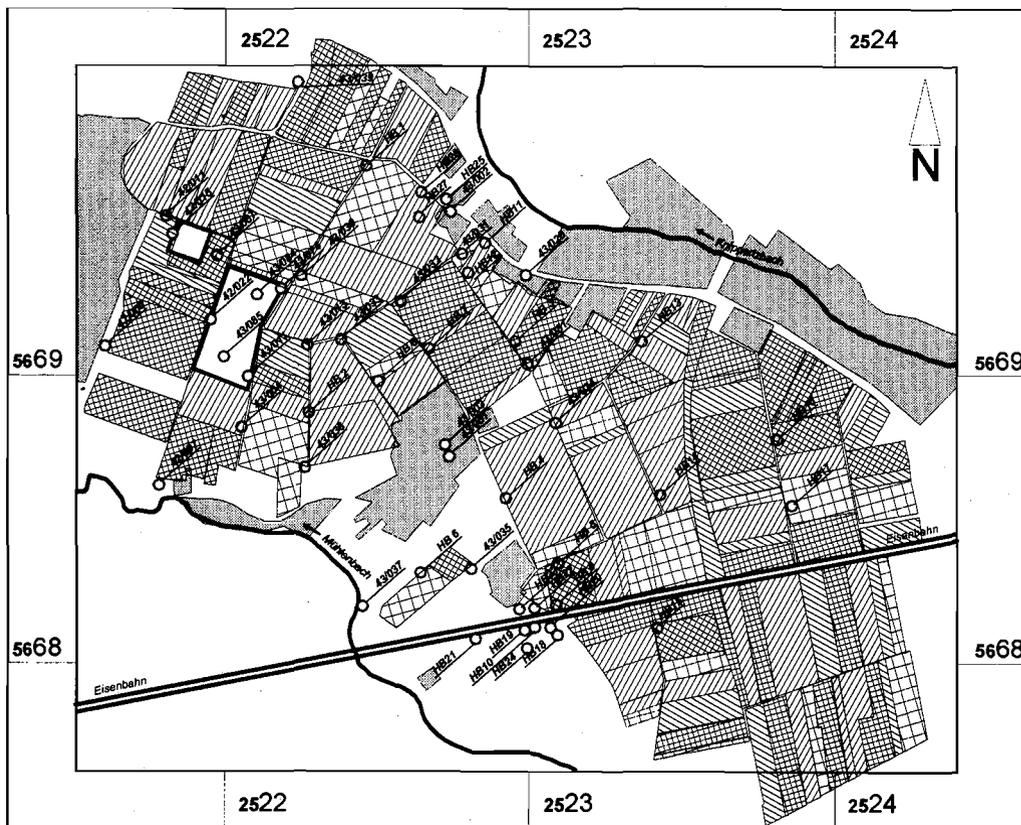
Zuckerrüben



Mais



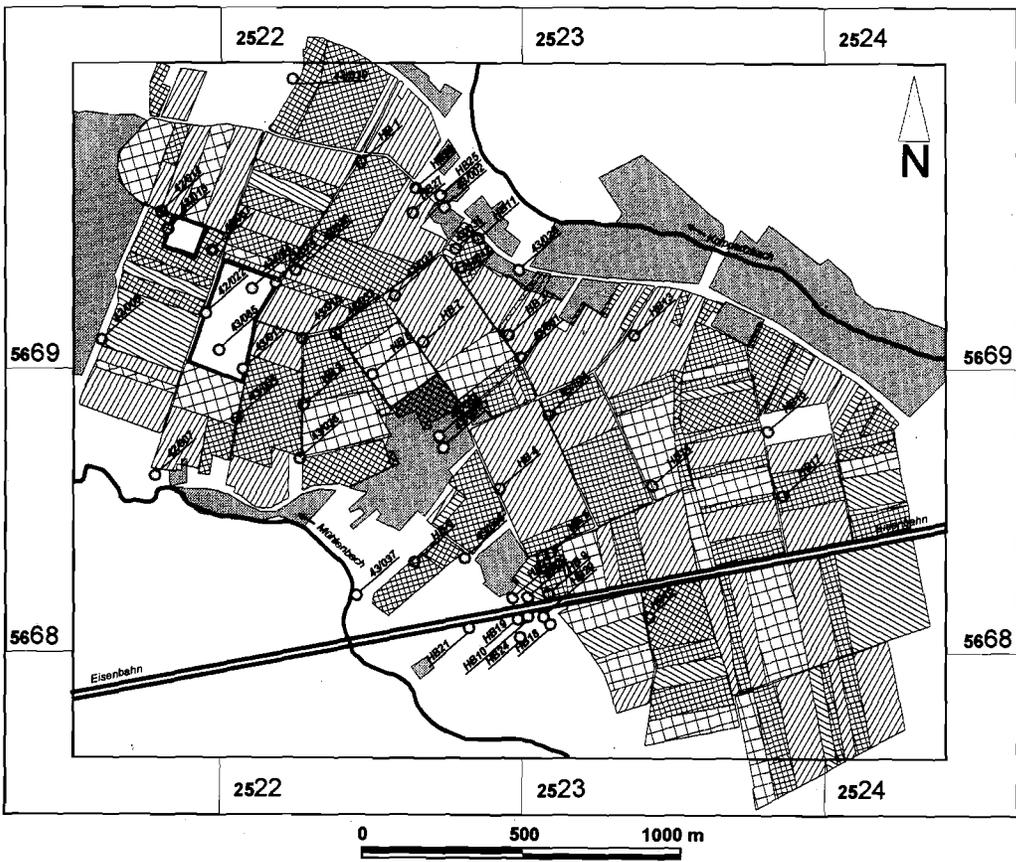
Sonstiges



0 500 1000 m

Abbildung A3:

Aufnahme der Flächennutzung im Einzugs-
gebiet des Wasserwerkes Gatzweiler,
Stand 1991 (gezeichnet KLINKEN 1994)



Flächennutzung

Stand: 1992

Legende:

-  beprobter Pegel bzw. Brunnen (mit Archivnummer SWMG)
-  Fassungsgebiete Wasserwerk Gatzweiler
-  Getreide
-  Kartoffeln
-  Zuckerrüben
-  Mais
-  Sonstiges

Abbildung A4:
 Aufnahme der Flächennutzung im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand 1992 (gezeichnet KLINKEN 1994)

Flurabstandskarte

Stand: Juni 1992

Legende:

- ⊙ Förderbrunnen
- ⊗ Sickerwassermeßschacht
- Pegel u.a. an der GW-oberfläche verliert
- ⊕ Handbohrungen
- ⊕ sonstige auf PBSM beprobte Pegel
- ▭ Fassungsgebiete Wasserwerk Gatzweiler
- Linien gleichen Grundwasserflurabstandes Stand: Juni 1992

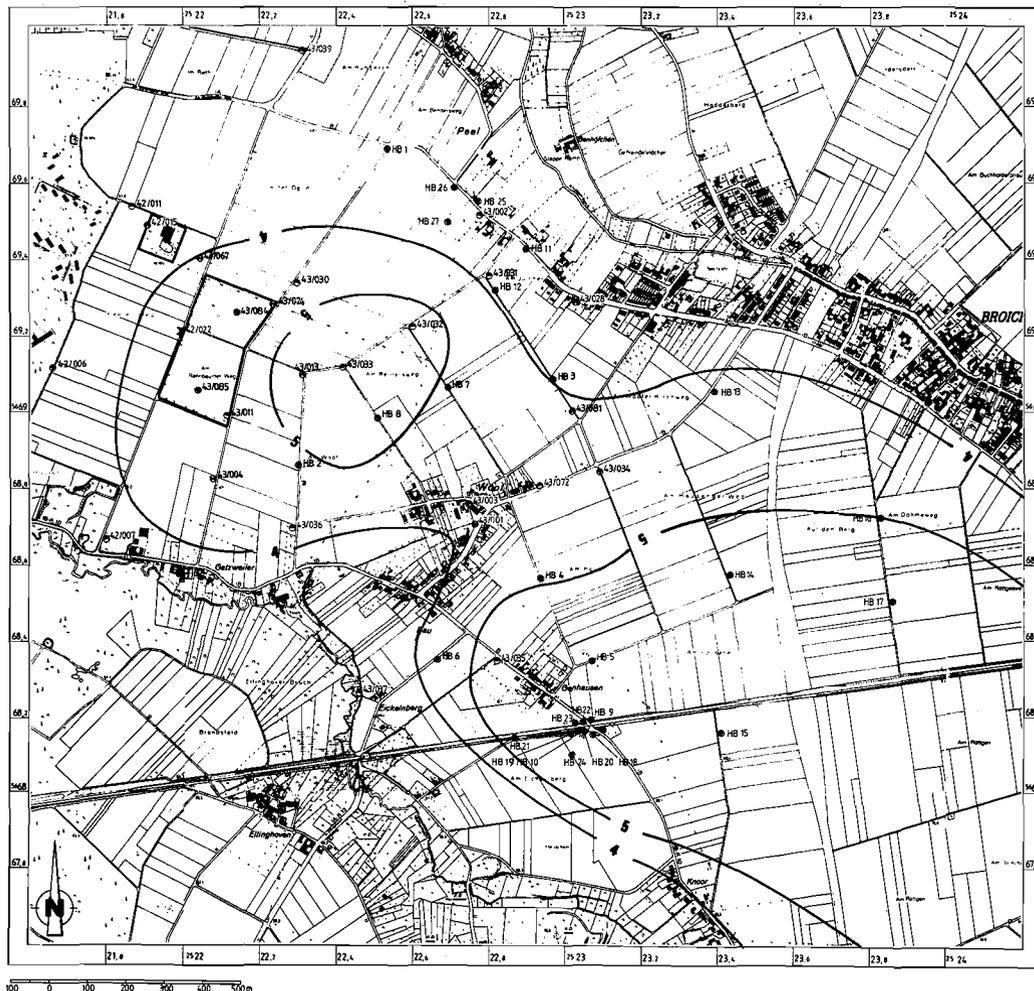


Abbildung A5:
Grundwasser-Flurabstandskarte des Einzugsgebietes des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand Juni 1992 (gezeichnet KLINKEN 1994)

Grundwasser- gleichenplan

Stand: Juni 1992

Legende:

- Förderbrunnen
- ⊗ Sickerwassermeßschacht
- Pegel u.a. an der GW-
oberfläche verifiziert
- ⊙ Handbohrungen
- ⊕ sonstige auf PBSM
beprobte Pegel
- ▭ Fassungsgebiete
Wasserwerk Gatzweiler
- 61,0 — Linien gleichen
Grundwasserstandes
in mNN, Stand: Juni 1992

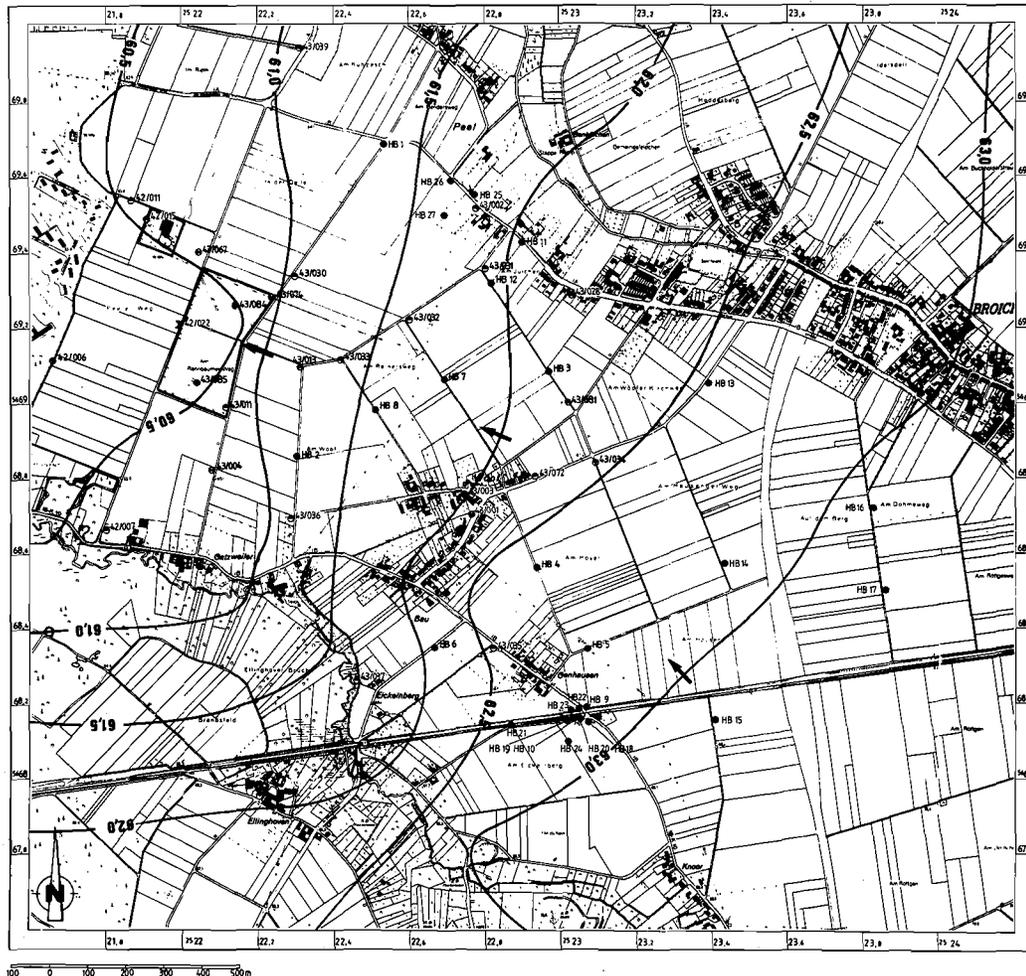


Abbildung A6:
Grundwassergleichenplan des Einzugsgebietes
des Wasserwerkes Gatzweiler, Stand Juni 1992
(gezeichnet KLINCKEN 1994)

Lage- und Übersichtsplan

Stand: Juni 1992

Legende:

- ⊙ Förderbrunnen
- ⊗ Sickerwassermeßschacht
- ⊖ Pegel u. a. an der GW-
oberfläche verillert
- ⊙ Handbohrungen
- ⊕ sonstige auf PBMS
beprobte Pegel
- ▭ Fassungsgebiete
Wasserwerk Gatzweiler

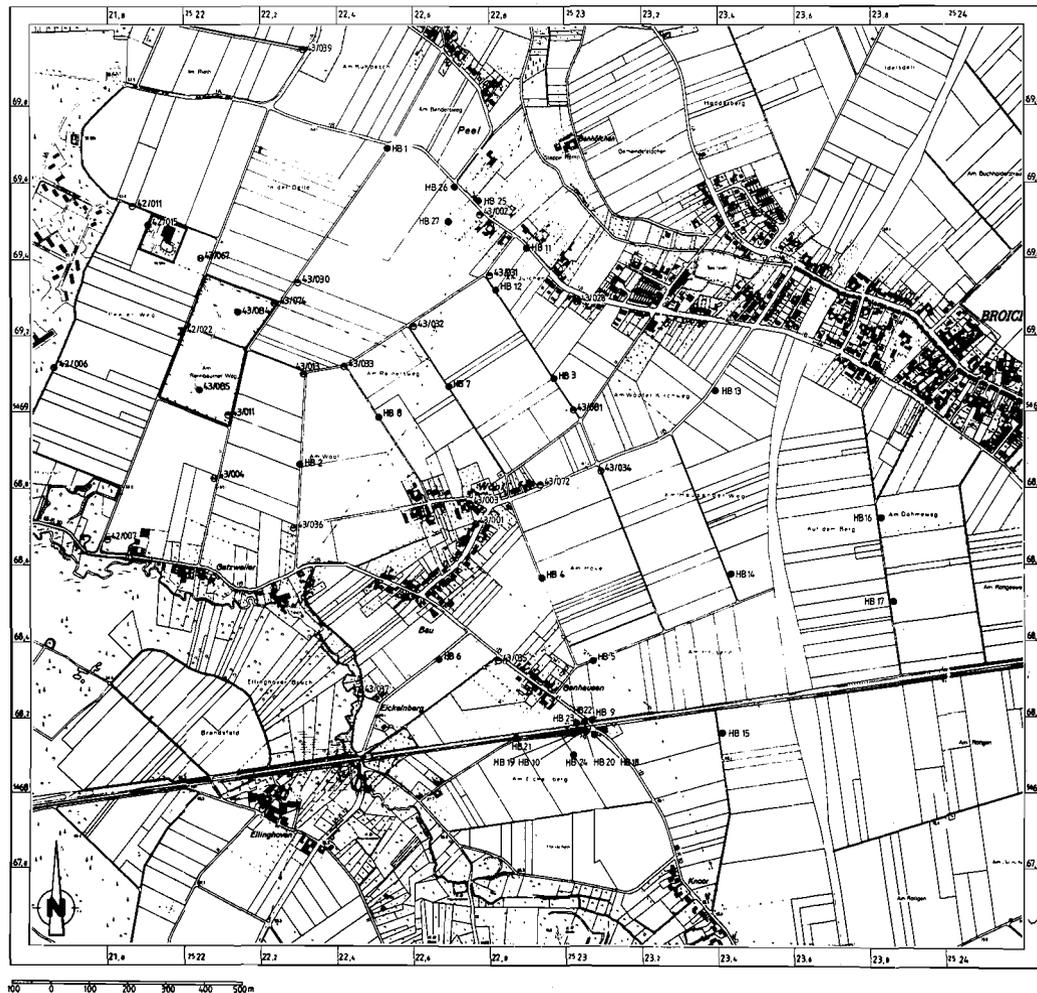


Abbildung A7:
Lage- und Übersichtsplan der Probenahmestellen
im Einzugsbereich des Wasserwerkes
Gatzweiler (gezeichnet KLINKEN 1994)

Nitratkonzentration Stand: Juni 1992

Legende:

- Förderbrunnen
- ⊗ Sickerwassermeßschacht
- Pegel u. a. an der GW-oberfläche verillert
- ⊙ Handbohrungen
- ⊕ sonstige auf PBSM beprobte Pegel
- ▭ Fassungsgebiete Wasserwerk Gatzweiler
- Linien gleicher Nitratkonzentration in mg/l an der GW-oberfläche Stand: Juni 1992

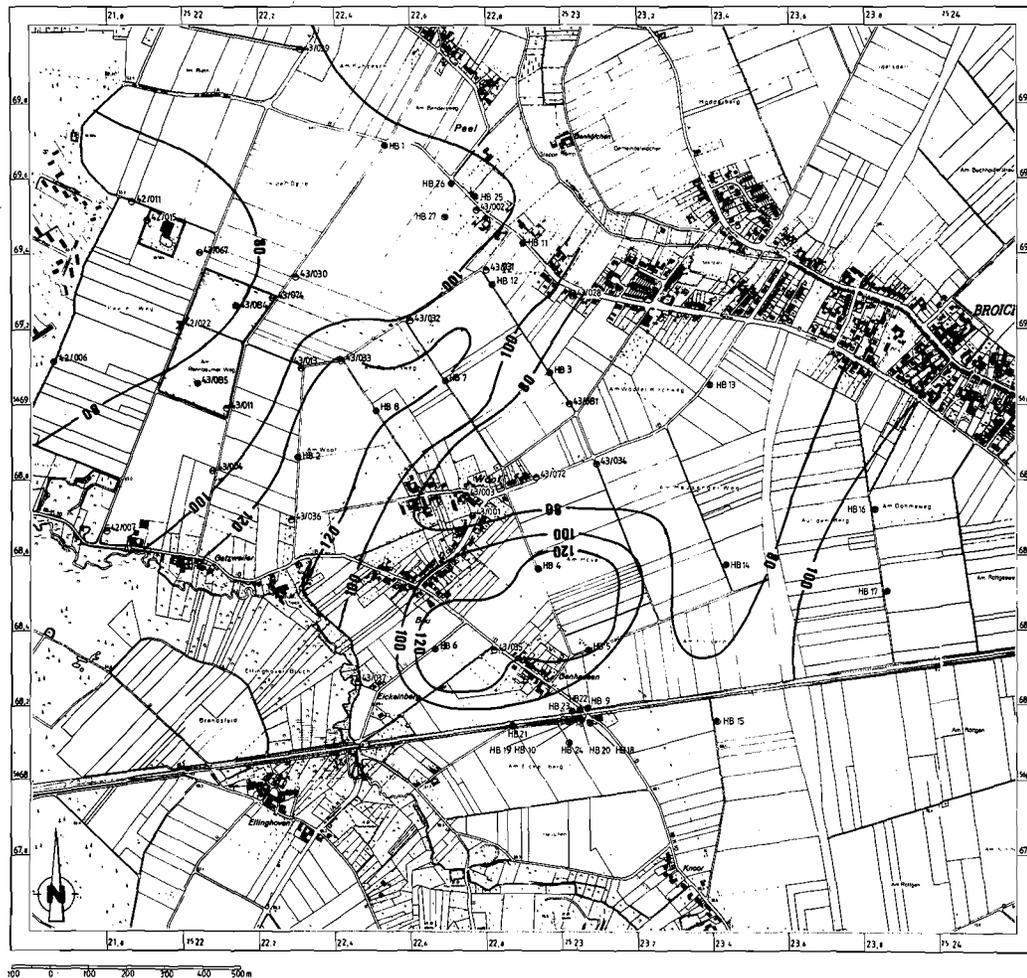


Abbildung A8:
Nitratkonzentrationen im Einzugsgebiet des
Wasserwerkes Gatzweiler, Stand Juni 1992
(gezeichnet KLINKEN 1994)

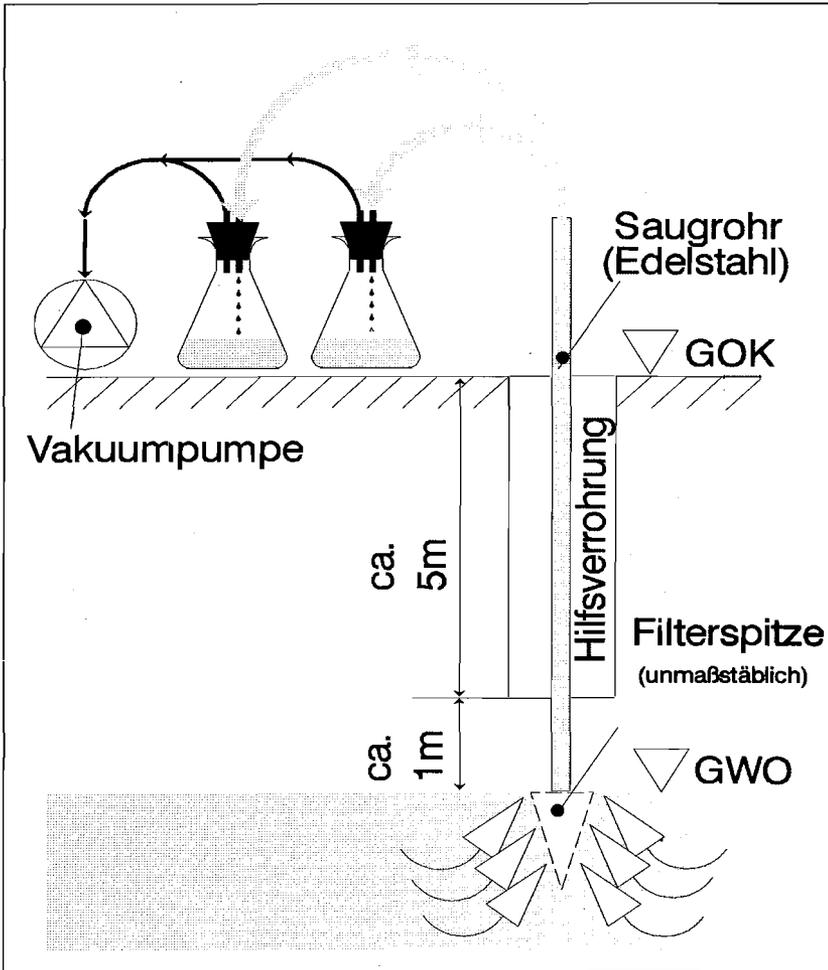


Abbildung A9: Schematische Darstellung der Probenahmeeinrichtung für die Grundwasserentnahme an der Grundwasseroberfläche

Legende :



Wiederergänzung



Vegetations-/Stagnationsphase



Zyklen (I-V)

Zeit-Tiefen-Kurven zu den Simulationsläufen 4,5 und 6 (WWJ 89-93)

**Entwicklung des Bodenwasserhaushaltes
der ungesättigten Bodenzone
am Standort Gatzweiler**



**Stadtwerke
Mönchengladbach
GmbH**

Abbildung A10:
Darstellung der mit HYDROSTAT berechneten Zeit-Tiefen-Kurven zur Beschreibung der Sickerwasserverlagerung(WWJ '89 bis '93)

Tabelle A1: PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben von der Grundwasseroberfläche aus **Grundwassermeßstellen**, die im Bereich der **Grundwasseroberfläche** verfiltriert sind sowie Grundwasserflurabstände

Grundwasserflurabstände: [m]
 Nitratgehalte: [mg/l]
 PBSM-Gehalte: [µg/l]

| Pegel 42/006 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| PBSM | | | n.n. | | | | | | n.n. | n.n. |
| Nitrat | | | | | 88 | 107 | 86 | | | 93 | | | | | | 83 | 91 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | | 4,93 | 4,16 | | | 4,40 | | | | | | 4,37 | 3,73 |

| Pegel 42/007 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Simazin | | | n.n. | n.n. | n.n. | 0,01 | 0,04 | n.n. | n.n. | n.n. | | 0,01 | | 0,02 | | n.n. | n.n. |
| Nitrat | | | | | 132 | 137 | 108 | 100 | 129 | 131 | | 132 | | 108 | | 132 | 113 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | | 5,33 | 5,32 | 5,62 | 5,65 | 5,39 | | 5,44 | | 5,53 | | 5,48 | 5,20 |

| Pegel 42/011 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Nov 92 | Mär 93 |
| Simazin | | | 0,01 | n.n. | n.n. | n.n. | 0,01 | n.n. | n.n. | n.n. | | | | | | n.n. | n.n. |
| Nitrat | | | | | 74 | 79 | 73 | | 53 | 70 | | | | | | 83 | 95 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | | 5,14 | 5,32 | | 5,60 | 5,65 | | | | | | 5,49 | 3,73 |

| Pegel 42/022 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Deset.-Atr. | | | n.n. | n.n. | 0,04 | 0,04 | 0,05 | n.n. | n.n. | 0,03 | 0,03 | n.n. | 0,03 | 0,05 | | 0,04 | 0,02 |
| Nitrat | | | | | 60 | 83 | 87 | 84 | 81 | 85 | 83 | 57 | 70 | 74 | | 71 | 82 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | | 1,38 | 1,92 | 2,06 | 2,08 | 1,96 | 1,98 | 2,10 | 1,84 | 1,70 | | 2,04 | 1,32 |

| Pegel 43/002 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | 6,58 | | 5,16 | 2,46 | 3,22 | 3,89 | 2,94 | 1,24 | 1,77 | 0,59 | 0,54 | 0,79 | 0,89 | 1,09 | 0,57 | 0,57 | 0,38 |
| Deset.-Atr. | n.n. | | 1,02 | 0,84 | 0,96 | 1,23 | 0,97 | n.n. | 0,56 | 0,24 | 0,23 | 0,28 | 0,38 | 0,53 | 0,20 | 0,26 | 0,13 |
| Deset.-Atr. | n.n. | | 0,12 | 0,08 | 0,13 | 0,15 | 0,10 | n.n. | n.n. | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,06 | 0,06 | n.n. | 0,04 | n.n. |
| Metribuzin | n.n. | | n.n. | 0,03 | 0,03 | n.n. | n.n. |
| Simazin | 0,39 | | 0,55 | 0,31 | 0,42 | 0,41 | 0,32 | 0,31 | 0,24 | 0,18 | 0,18 | 0,29 | 0,24 | 0,34 | 0,12 | 0,21 | 0,08 |
| Terbutylazin | n.n. | | n.n. | 0,03 | 0,02 | n.n. |
| Diuron | 1,3 | | 1,58 | 0,72 | 1,11 | 1,24 | 1,14 | 1,18 | 1,34 | 0,72 | 0,64 | 0,55 | 0,87 | 1,00 | 0,85 | 1,03 | 0,27 |
| Asprotryn | 0,4 | | n.n. |
| IPU | n.n. | | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | 0,15 | n.n. |
| Beclazon | n.n. | | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | 0,06 | n.n. |
| Propazin | n.n. | | n.n. | 0,04 | 0,06 | n.n. | 0,05 | n.n. |
| Nitrat | | | | | 75 | 72 | 56 | 62 | 83 | 79 | 76 | 79 | 64 | 53 | 87 | 51 | 83 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | | 3,17 | 3,30 | 3,80 | 3,76 | 3,70 | 3,48 | 3,44 | 3,31 | 3,45 | 3,70 | 3,54 | 2,98 |

| Pegel 43/003 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Atrazin | 0,07 | | 0,04 | 0,03 | 0,06 | 0,04 | 0,04 | | | 0,03 | 0,03 | 0,04 | 0,03 | 0,05 | | 0,02 | 0,03 |
| Deset.-Atr. | 0,06 | | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,03 | 0,03 | | | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,04 | | 0,02 | 0,02 |
| Desmet.-Atr. | n.a. | | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | n.a. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Simazin | 0,06 | | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | | | 0,10 | 0,08 | 0,16 | 0,10 | 0,12 | | 0,10 | 0,11 |
| Diazinon | 1,21 | | 0,06 | n.a. | 0,05 | n.a. | 0,06 | | | 0,31 | 0,25 | 0,17 | 0,10 | 0,10 | | 0,16 | 0,16 |
| Nitrat | | | | | 86 | 83 | 72 | | | 75 | 73 | 76 | 75 | 75 | | 69 | 64 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | 4,41 | 4,40 | | | | 4,53 | 4,80 | 4,78 | 4,46 | 4,30 | | 4,83 | 4,60 |

| Pegel 43/011 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Simazin | n.a. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | 0,02 |
| Atrazin | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,01 | n.a. | n.a. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | 102 | 110 | 101 | | | 135 | | | | 136 | | 138 | 128 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | 5,44 | 5,48 | | | | 5,74 | | | 5,72 | 5,72 | | 5,75 | 5,10 |

| Pegel 43/030 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| PBSM | | | | | | n.a. | n.a. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | | 98 | 99 | | | 95 | 95 | 95 | | 111 | | 106 | 112 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | | 4,98 | 5,23 | | | 4,47 | 5,30 | 5,43 | | 5,10 | | 5,47 | 4,67 |

| Pegel 43/031 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Okt 92 | Nov 92 | Dec 92 | Jan 93 | Feb 93 | Mär 93 |
| Atrazin | 0,12 | 0,15 | 0,73 | 0,48 | 0,56 | 0,53 | 0,31 | 0,33 | 0,33 | 0,79 | 0,74 | 0,88 | 0,42 | 1,15 | 0,99 | 0,83 | 1,70 | 0,84 | 0,71 |
| Deset.-Atr. | 0,02 | 0,06 | 0,18 | 0,17 | 0,21 | 0,14 | n.a. | n.a. | 0,11 | 0,20 | 0,15 | 0,26 | n.a. | 0,24 | 0,29 | 0,13 | 0,23 | 0,11 | 0,12 |
| Desmet.-Atr. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | 0,03 | n.a. | n.a. | 0,04 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. |
| Simazin | 0,06 | 0,06 | 0,15 | 0,09 | 0,10 | 0,10 | 0,06 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,24 | 0,29 | 0,12 | 0,43 | 0,41 | 0,32 | 0,76 | 0,46 | 0,26 |
| Diazinon | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,05 | 0,07 | n.a. | 0,04 | 0,05 | 0,11 | 0,08 | 0,09 | 0,17 | 0,09 | 0,08 |
| Propazin | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,20 | 0,29 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,25 |
| Nitrat | | | 125 | 135 | 116 | 113 | 106 | 106 | 109 | 114 | 118 | 120 | 122 | 107 | 107 | 170 | 156 | 131 | |
| GW-Flur-Ab. | | | | | 3,73 | 3,98 | 4,32 | 4,23 | 4,25 | 4,05 | 4,08 | 3,82 | 4,18 | 4,10 | 3,90 | 4,10 | 3,72 | 3,45 | |

| Pegel 43/032 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | n.a. | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,04 | n.a. | n.a. | 0,06 | 0,04 | 0,05 | 0,04 | 0,05 | | 0,03 | 0,06 |
| Deset.-Atr. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | 102 | 98 | 102 | 108 | 100 | 101 | | | 96 | 100 | 104 | | 104 | 134 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | 5,13 | 5,31 | 5,64 | 5,65 | 5,65 | 5,48 | 5,46 | 5,25 | 5,26 | | | 5,53 | 4,78 |

| Pegel 43/033 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Atrazin | 0,04 | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,01 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,04 | 0,01 | | n.a. | 0,03 |
| Deset.-Terb. | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,06 | | | n.a. | n.a. |
| Deset.-Atr. | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | | n.a. | 0,02 |
| Nitrat | | | | 97 | | 99 | 97 | 96 | 93 | | | 96 | 121 | 107 | | 103 | 180 |
| GW-Flur-Ab. | | | | | 5,70 | 5,98 | 5,40 | 6,20 | 6,22 | | | 6,11 | 5,94 | 5,90 | | 6,20 | 5,42 |

| Pegel 43/034 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Ma 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Desent.-Terb. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. | | n.a. | | 0,03 | | n.a. | n.a. |
| Niveau | | | | 94 | 91 | 91 | 91 | | 90 | 91 | | 91 | | 95 | | 95 | 96 |
| GW.-Flur-Ab. | | | | | | 4,41 | 4,61 | | 4,88 | 4,97 | | 4,83 | | 4,67 | | 4,48 | 4,28 |

| Pegel 43/035 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Ma 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Afrazia | 4,50 | 1,41 | 1,62 | 2,13 | 2,59 | 3,13 | 3,18 | 3,24 | 3,31 | 3,35 | 3,44 | 3,50 | | | | 3,44 | 3,17 |
| Desent.-Afr. | | 1,10 | 0,29 | 0,36 | 0,54 | 0,69 | n.a. | n.a. | 0,08 | 0,11 | 0,10 | 0,21 | 0,17 | | | 0,14 | 0,03 |
| Desent.-Terb. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | | n.a. | n.a. |
| Desent.-Afr. | | 0,07 | 0,07 | 0,05 | 0,05 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | 0,03 | | n.a. | n.a. |
| Stammis | | 0,23 | 1,65 | 0,63 | 0,47 | 0,28 | 0,02 | 0,05 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,12 | 0,10 | | | 0,23 | 0,08 |
| Terb. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | 0,03 | n.a. |
| Duaron | | 0,36 | 0,56 | 0,34 | 0,16 | 0,13 | 0,05 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | n.a. | 0,5 | 0,33 | | | 0,51 | 0,51 |
| Bromascl | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,34 | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Uentason | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 1,77 | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Niveau | | | | 84 | 93 | 128 | 103 | 103 | 101 | 90 | 92 | 87 | 124 | 149 | | 90 | 120 |
| GW.-Flur-Ab. | | | | | | 0,85 | 3,42 | 5,47 | 5,47 | 5,32 | 5,40 | 5,40 | 5,18 | 5,30 | | 5,41 | 4,80 |

| Pegel 43/036 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Ma 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Afrazia | 0,06 | | 0,06 | 0,07 | 0,05 | 0,07 | 0,07 | | 0,09 | 0,10 | 0,10 | 0,12 | 0,14 | 0,12 | | 0,12 | 0,11 |
| Desent.-Afr. | 0,04 | | n.a. | n.a. | n.a. | 0,03 | n.a. | | n.a. | n.a. | 0,06 | 0,04 | 0,03 | n.a. | | 0,04 | n.a. |
| Stammis | n.a. | | 0,01 | 0,01 | n.a. | 0,01 | n.a. | | n.a. | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | | 0,04 | 0,03 |
| Duaron | n.a. | | 0,03 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | 0,04 | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| ITU | 0,17 | | 0,13 | 0,10 | 0,07 | 0,08 | 0,06 | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Metr.-busis | n.a. | | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,02 | 0,04 | | 0,03 | 0,03 | 0,03 | n.a. | 0,03 | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Niveau | | | | 153 | 131 | 130 | 130 | | 134 | 134 | 136 | 134 | 142 | 144 | | 142 | 153 |
| GW.-Flur-Ab. | | | | | | 4,53 | 4,62 | | 4,88 | 4,90 | 4,79 | 4,68 | 4,78 | 4,63 | | 4,80 | 4,24 |

| Pegel 43/037 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Ma 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Afrazia | | | 0,07 | 0,05 | 0,04 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,03 | n.a. | 0,04 | 0,01 | 0,03 | 0,04 | | 0,06 | 0,05 |
| Desent.-Afr. | | | 0,06 | 0,04 | 0,03 | 0,06 | 0,03 | 0,01 | n.a. | n.a. | 0,05 | n.a. | 0,02 | n.a. | | 0,08 | 0,04 |
| Desent.-Terb. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,03 | | n.a. | n.a. |
| Stammis | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,01 | n.a. | 0,02 | | n.a. | n.a. |
| Duaron | | | n.a. | 0,04 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Niveau | | | | 112 | 130 | 108 | 94 | 98 | 73 | 74 | 95 | 87 | 99 | | 110 | 106 | |
| GW.-Flur-Ab. | | | | | | 0,96 | 1,06 | 1,83 | 1,99 | 1,14 | 0,95 | 0,77 | 0,85 | 1,02 | | 0,72 | 0,72 |

| Pegel 43/039 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Ma 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Juli 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Afrazia | | | n.a. | 0,02 | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. | | n.a. | | | | 0,01 | n.a. |
| Niveau | | | | | 123 | 102 | 124 | | 134 | 92 | | | | | | 100 | 114 |
| GW.-Flur-Ab. | | | | | | 1,87 | 2,01 | | 2,16 | 2,12 | | | | | | 1,78 | 1,61 |

| Pegel 43/072 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mar 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Aluzan | | | 0,05 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,05 | | n.a. | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,04 | 0,04 | | 0,03 | 0,03 |
| Deset.- Atr. | | | 0,05 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,07 | | n.a. | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,04 | 0,06 | | 0,05 | 0,03 |
| Demo.- Atr. | | | 0,03 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,04 | | n.a. | n.a. | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,04 | | n.a. | n.a. |
| Suzan | | | 0,03 | 0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | | n.a. | 0,02 | 0,02 | 0,04 | 0,03 | 0,05 | | 0,05 | 0,05 |
| Bromo- sil | | | 0,02 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | 0,25 | 0,33 | 0,23 | | 0,16 | 0,15 |
| Diuron | | | 0,05 | 0,04 | n.a. | 0,03 | n.a. | | 0,05 | n.a. | n.a. | 0,07 | 0,05 | 0,04 | | 0,04 | 0,04 |
| Nitrat | | | | | 85 | 73 | 78 | | 33 | 78 | 79 | 74 | 68 | 74 | | 64 | 79 |
| GW- Flur- Ab. | | | | | | 4,50 | 4,28 | | 4,97 | 5,05 | 4,91 | 4,90 | 4,65 | 4,68 | | 4,96 | 4,21 |

| Pegel 43/084 Horizontalfilterbrunnen 1 WW Gatzweiler | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mar 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| FBSM | | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | | | n.a. | | | | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | 92 | 88 | 89 | | | | 92 | | | | | 90 | 90 |

| Pegel 43/085 Horizontalfilterbrunnen 2 WW Gatzweiler | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mar 90 | Okt 90 | Nov 90 | Jan 91 | Mär 91 | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Suzan | | n.a. | | 0,01 | n.a. | n.a. | n.a. | | | | n.a. | | | | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | 101 | 103 | 99 | | | | 109 | | | | | 113 | 101 |

Tabelle A2: PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben von der Grundwasseroberfläche aus den Handbohrungen sowie Grundwasserflurabstände

Grundwasserflurabstände: [m]
 Nitratgehalte: [mg/l]
 PBSM-Gehalte: [µg/l]

| Handbohrung 1 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | 0,02 | 0,07 | | n.a. | 0,08 | 0,11 | 0,07 | 0,02 | 0,01 | | 0,02 | n.a. |
| Deset.-Atr. | n.a. | 0,02 | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Deset.-Ferb. | n.a. | 0,01 | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | 101 | 104 | | 103 | 108 | 109 | 107 | 88 | 95 | | 100 | 88 |
| GW-Flur- Ab. | | 3,65 | | 4,10 | 3,97 | 3,60 | 3,80 | 3,35 | 3,76 | | 3,77 | 3,35 |

| Handbohrung 2 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Nitrat | 127 | 130 | | 133 | 132 | | | | | | 144 | 147 |
| GW-Flur- Ab. | | 5,52 | | 5,71 | 5,73 | | | | | | 5,58 | 4,95 |

| Handbohrung 3 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | n.a. | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | | n.a. | 0,04 |
| Simazin | n.a. | 0,02 | | n.a. | n.a. |
| Deset.-Ferb. | n.a. | 0,02 | | n.a. | 0,03 |
| IFU | 6,18 | 4,80 | 0,55 | 1,53 | 1,73 | 1,88 | 2,53 | 1,30 | 2,32 | | 0,65 | 0,13 |
| Ferbutbyla | n.a. | 0,86 | | n.a. | 0,02 |
| Nitrat | 60 | 53 | 49 | 43 | 43 | 50 | 55 | 72 | 74 | | 89 | 55 |
| GW-Flur- Ab. | | 4,60 | 4,92 | 4,50 | 4,90 | 4,90 | 4,82 | 4,00 | 4,80 | | 4,75 | 4,90 |

| Handbohrung 4 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | n.a. | | 0,03 | 0,02 | | 0,04 | | 0,08 | | | |
| Deset.-Atr. | | n.a. | | n.a. | 0,02 | | 0,04 | | | | | |
| Nitrat | | 151 | | 132 | 128 | | 58 | | 166 | | | |
| GW-Flur- Ab. | | 4,47 | | 4,75 | 4,75 | | 4,63 | | 4,44 | | | |

| Handbohrung 5 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | 0,02 | | 0,22 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | | 0,08 | | 0,02 | 0,12 |
| Deset.-Atr. | | 0,03 | | 0,06 | 0,03 | 0,05 | 0,05 | | 0,07 | | 0,05 | 0,03 |
| Metribuzin | | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | 0,05 | | n.a. | 0,25 |
| IFU | | n.a. | | 0,04 | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Ferbutbyla | | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | | 0,02 | 0,02 |
| Duron | | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | n.a. | | 0,76 | 0,27 |
| Nitrat | | 91 | | 95 | 94 | | 68 | | | | 126 | 123 |
| GW-Flur- Ab. | | 5,43 | | 5,20 | 5,50 | 5,40 | | | 5,30 | | 5,25 | 4,80 |

| Handbohrung 6 | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | 0,71 | 0,65 | 0,66 | 0,35 | 0,14 | 0,10 | 0,16 | 0,56 | | 0,04 | 0,24 |
| Deset.-Atr. | | 0,08 | n.a. | n.a. | 0,09 | 0,06 | 0,05 | 0,07 | 0,11 | | 0,02 | 0,03 |
| Simazin | | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,06 | | 0,02 | 0,02 |
| Metribuzin | | 1,78 | 1,36 | 0,88 | 0,27 | 0,05 | n.a. | 0,18 | 0,79 | | n.a. | 0,07 |
| Ferbutby- laz | | n.a. | 0,02 | | n.a. | n.a. |
| IFU | | 1,00 | 0,69 | 0,46 | 0,15 | n.a. | n.a. | n.a. | 0,17 | | n.a. | 0,07 |
| Nitrat | | 161 | 158 | 138 | 128 | 77 | 68 | 139 | 166 | | 93 | 159 |
| GW-Flur- Ab. | | 4,95 | 5,10 | 5,20 | 5,10 | 5,05 | | 4,83 | 4,85 | | 5,00 | 4,52 |

| Handbohrung 7 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Oct 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Nitrat | | 91 | | 95 | 94 | | | | | | 102 | 129 |
| GW-Flur- Ab. | | 5,08 | | 5,35 | 5,35 | | | | | | 5,22 | 4,50 |

| Handbohrung 8 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Oct 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Simazin | | n.a. | | n.a. | n.a. | | | | | | n.a. | 0,65 |
| Nitrat | | 142 | | 144 | 163 | | | | | | 254 | 259 |
| GW-Flur- Ab. | | 5,80 | | 6,10 | 6,13 | | | | | | 6,00 | 5,50 |

| Handbohrung 9 | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Oct 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | 0,36 | 0,25 | 0,63 | 0,87 | 0,86 | 0,86 | 0,71 | 0,68 | 0,70 | 0,51 |
| Deset.-Atr. | | | n.a. | n.a. | 0,51 | 0,69 | 0,51 | 0,73 | 0,43 | 0,36 | 0,48 | 0,33 |
| Desmo.-Atr. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | 0,02 | 0,02 | n.a. |
| Simazin | | | n.a. | n.a. | 0,05 | 0,07 | 0,10 | 0,11 | 0,11 | 0,08 | 0,13 | 0,07 |
| Metribuzin | | | n.a. | n.a. | 0,07 | n.a. |
| Diuron | | | n.a. | n.a. | n.a. | 0,06 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,04 | n.a. |
| Propazin | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,07 | 0,04 | 0,04 | n.a. |
| Ethiodimur- oa | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,66 | 0,53 | 0,16 | 0,17 |
| Bromacil | | | 2,98 | 2,50 | 3,35 | 3,38 | 4,96 | 4,19 | 3,80 | 3,26 | 2,74 | 2,31 |
| Hexazinon | | | n.a. |
| Nitrat | | | 41 | 42 | 48 | 80 | 74 | 71 | 71 | 48 | 63 | 46 |
| GW-Flur- Ab. | | | 5,80 | 5,80 | 5,85 | 5,85 | 5,80 | 5,70 | 5,80 | 5,63 | 4,73 | 5,25 |

| Handbohrung 10 | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Oct 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | n.a. | | 28,01 | 16,40 | 25,44 | 57,18 | 68,20 | 32,00 | 17,20 | 94,11 |
| Deset.-Atr. | | | 1,13 | | 1,33 | 1,14 | 1,35 | 5,87 | 2,62 | 1,37 | 1,05 | 2,50 |
| Desmo.-Atr. | | | n.a. | | 0,60 | n.a. | n.a. | 7,92 | 0,59 | 0,35 | n.a. | 0,68 |
| Metribuzin | | | 13,74 | | 12,12 | 10,77 | 22,48 | 119,00 | 99,30 | 43,00 | 14,80 | 54,43 |
| Simazin | | | n.a. | | 0,52 | 0,39 | 0,63 | 2,08 | 3,30 | 1,70 | 0,75 | 5,09 |
| IFU | | | 12,70 | | 9,87 | 2,44 | 4,37 | 4,54 | 4,88 | 1,41 | 0,78 | 2,63 |
| Metobrom. | | | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | 0,41 | 0,44 | 0,13 | 0,05 | 0,30 |
| Bromacil | | | n.a. | | 0,10 | n.a. | 0,17 | 2,54 | 2,75 | 0,66 | 0,16 | 0,89 |
| Terbutylia. | | | n.a. | | 0,27 | 0,55 | 0,08 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. |
| Propazin | | | 0,67 | | n.a. | n.a. | n.a. | 1,06 | 1,14 | 0,03 | 0,27 | 0,97 |
| Ethofume- sat | | | n.a. | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 2,96 | 0,79 | 0,56 | 2,05 |
| Nitrat | | | 50 | 84 | 50 | 31 | 46 | 67 | 73 | 21 | 17 | 50 |
| GW-Flur- Ab. | | | 5,90 | 5,90 | 5,70 | 5,70 | 5,78 | 5,85 | 5,63 | 5,73 | 5,90 | 5,22 |

| Handbohrung 11 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Oct 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | 0,02 | 0,25 | 0,03 | | 0,02 | | 0,01 | | 0,02 | n.a. |
| Deset.-Atr. | | | n.a. | n.a. | 0,02 | n.a. | n.a. | | n.a. | | n.a. | 0,02 |
| Desmo.-Atr. | | | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | 0,02 | | n.a. | 0,03 |
| Simazin | | | n.a. | 0,10 | 0,08 | | 0,09 | | 0,16 | | 0,08 | 0,14 |
| IFU | | | 3,38 | 1,33 | 0,60 | | 0,37 | | 0,85 | | 0,23 | n.a. |
| Metribuzin | | | n.a. | n.a. | 1,30 | | 0,18 | | 0,04 | | 0,03 | n.a. |
| Nitrat | | | 108 | 109 | 99 | | 100 | | 87 | | 114 | 60 |
| GW-Flur- Ab. | | | 5,45 | 5,50 | 5,50 | | 5,40 | | 5,25 | | 5,35 | 5,00 |

| Handbohrung 12 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Oct 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Simazin | | | n.a. | n.a. | 0,01 | | | | | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | 114 | 142 | 142 | | | | | | 231 | 202 |
| GW-Flur- Ab. | | | 4,30 | 4,60 | 4,63 | | | | | | 4,52 | 3,95 |

| Handbohrung 13 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | 0,05 | 0,04 | 0,07 | | 0,04 | 0,04 |
| Deset.-Atr. | | | | | | | 0,02 | n.n. | n.n. | | n.n. | n.n. |
| Simazin | | | | | | | 0,04 | 0,11 | 0,15 | | 0,10 | 0,09 |
| Nitrat | | | | | | | 85 | 59 | 57 | | 52 | 85 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | 5,15 | 4,34 | 4,28 | | 5,60 | 4,05 |

| Handbohrung 14 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | 0,01 | 0,01 | 0,01 | | n.n. | n.n. |
| Deset.-Atr. | | | | | | | n.n. | n.n. | 0,02 | | n.n. | n.n. |
| Nitrat | | | | | | | 68 | 70 | 66 | | 990 | 82 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | 5,34 | 5,15 | 5,35 | | 5,70 | 4,95 |

| Handbohrung 15 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | n.n. | | 0,13 | | | |
| Metribuzin | | | | | | | n.n. | | 0,10 | | | |
| Nitrat | | | | | | | 100 | | 59 | | | |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | 6,10 | | 5,95 | | | |

| Handbohrung 16 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | n.n. | | | | 0,01 | 0,01 |
| Nitrat | | | | | | | 70 | | 94 | | 70 | 60 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | 5,30 | | 5,36 | | 5,35 | 5,05 |

| Handbohrung 17 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|----------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 * | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Okt 92 | Nov 92 | Dez 92 | Jan 93 | Feb 93 | Mär 93 |
| Atrazin | | | 0,01 | 0,04 | 0,05 | | 0,27 | 1,10 | 1,21 | 2,53 | 2,13 | 1,81 |
| Deset.-Atr. | | | n.n. | 0,03 | 0,02 | | n.n. | 0,12 | 0,07 | 0,10 | 0,11 | 0,09 |
| Propazin | | | n.n. | n.n. | n.n. | | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | 0,05 |
| Nitrat | | | 123 | 127 | 137 | | 140 | | 147 | 154 | 156 | 182 |
| GW-Flur- Ab. | | | 5,90 | 5,75 | 5,92 | | 6,20 | | 6,00 | 5,90 | 5,58 | 5,52 |

| Handbohrung 18 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | | 0,02 | 0,03 | 0,04 | | |
| Deset.-Atr. | | | | | | | | 0,04 | 0,03 | n.n. | | |
| Deset.-Atr. | | | | | | | | 0,06 | 0,02 | n.n. | | |
| Simazin | | | | | | | | 0,02 | 0,03 | 0,02 | | |
| Nitrat | | | | | | | | 161 | 167 | 173 | | |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | 5,55 | 5,50 | 5,80 | | |

| Handbohrung 19 | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | | | | 19,90 | 12,30 | 18,26 |
| Deset.-Atr. | | | | | | | | | | 1,06 | 1,42 | 0,82 |
| Desno.-Atr. | | | | | | | | | | 0,20 | n.a. | n.a. |
| Metribuzin | | | | | | | | | | 11,60 | 7,68 | 4,04 |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,48 | 0,07 | 0,92 |
| IFU | | | | | | | | | | 3,27 | 3,33 | 0,48 |
| Metabro- su. | | | | | | | | | | 0,09 | n.a. | 3,06 |
| Ethidimu- ron | | | | | | | | | | n.a. | n.a. | 0,26 |
| Ethofume- sat | | | | | | | | | | 0,51 | 0,91 | 3,30 |
| Bromacil | | | | | | | | | | n.a. | 2,41 | 1,61 |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,31 | 0,17 | 0,33 |
| Nitrat | | | | | | | | | | 67 | 88 | 28 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 5,82 | 5,94 | 5,30 |

| Handbohrung 20 | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | | | | 3,01 | 27,70 | 18,86 |
| Deset.-Atr. | | | | | | | | | | 0,31 | 1,87 | 0,70 |
| Metribuzin | | | | | | | | | | 1,39 | 20,00 | 23,86 |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,14 | 0,90 | 1,30 |
| IFU | | | | | | | | | | 0,32 | 3,26 | 1,02 |
| Metabro- su. | | | | | | | | | | n.a. | 0,16 | 0,15 |
| Bromacil | | | | | | | | | | 0,82 | 0,49 | 1,51 |
| Ethofume- sat | | | | | | | | | | 0,55 | 0,79 | 0,91 |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,05 | 0,47 | 0,32 |
| Nitrat | | | | | | | | | | 22 | 67 | 88 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 6,02 | 5,98 | 5,20 |

| Handbohrung 21 | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | | | | 0,37 | 0,24 | 0,04 |
| Deset.-Atr. | | | | | | | | | | 0,33 | 0,21 | n.a. |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,12 | 0,10 | 0,05 |
| Ethidimu- ron | | | | | | | | | | 1,66 | 0,16 | n.a. |
| IFU | | | | | | | | | | 0,22 | 0,21 | 0,68 |
| Bromacil | | | | | | | | | | 15,50 | 5,66 | n.a. |
| Monolimu- ron | | | | | | | | | | n.a. | n.a. | 0,06 |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,04 | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | | | | | | 48 | 61 | 165 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 6,32 | 6,30 | 5,70 |

| Handbohrung 22 | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dez 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dez 92 | Mär 93 |
| Atrazin | | | | | | | | | | 3,10 | 2,93 | 2,28 |
| Deset.-Atr. | | | | | | | | | | 0,83 | 1,24 | 0,82 |
| Desno.-Atr. | | | | | | | | | | 0,20 | 0,08 | 0,05 |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,34 | 0,36 | 0,31 |
| Diuron | | | | | | | | | | 0,17 | 0,17 | 0,14 |
| Ethidimu- ron | | | | | | | | | | 4,54 | 1,36 | 1,82 |
| Bromacil | | | | | | | | | | 4,29 | 5,67 | 2,99 |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,15 | 0,20 | 0,12 |
| Nitrat | | | | | | | | | | 15 | 15 | 29 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 6,43 | 6,42 | 5,95 |

| Handbohrung 23 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Airrazu | | | | | | | | | | 1,25 | 1,11 | 0,75 |
| Decet.-Atr. | | | | | | | | | | 0,58 | 0,67 | 0,30 |
| Densio.-Atr. | | | | | | | | | | n.a. | 0,04 | n.a. |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,22 | 0,21 | 0,16 |
| Bromacal | | | | | | | | | | 0,81 | 4,28 | 4,13 |
| Hexaconon | | | | | | | | | | 0,58 | n.a. | 0,22 |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,07 | n.a. | 0,04 |
| Nitrat | | | | | | | | | | 32 | 34 | 41 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 6,00 | 5,50 | 5,10 |

| Handbohrung 24 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Nitrat | | | | | | | | | | 176 | | |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 5,43 | | |

| Handbohrung 25 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Airrazu | | | | | | | | | | 0,51 | 0,19 | 0,27 |
| Decet.-Atr. | | | | | | | | | | 0,17 | 0,17 | 0,17 |
| Decet.-Terb. | | | | | | | | | | n.a. | n.a. | 0,11 |
| Metribuzan | | | | | | | | | | 0,04 | n.a. | n.a. |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,22 | 0,04 | 0,01 |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,03 | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | | | | | | 101 | 42 | 39 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 3,45 | 3,20 | 2,85 |

| Handbohrung 26 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Airrazu | | | | | | | | | | 1,33 | 0,60 | 0,17 |
| Decet.-Atr. | | | | | | | | | | 0,34 | 0,22 | 0,06 |
| Decet.-Terb. | | | | | | | | | | n.a. | n.a. | 0,02 |
| Densio.-Atr. | | | | | | | | | | n.a. | 0,04 | n.a. |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,37 | 0,28 | 0,07 |
| Diuron | | | | | | | | | | 0,19 | 0,08 | n.a. |
| Propazin | | | | | | | | | | 0,04 | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | | | | | | 58 | 80 | 51 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 1,60 | 1,31 | 1,80 |

| Handbohrung 27 | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Airrazu | | | | | | | | | | 0,67 | 0,43 | 0,07 |
| Decet.-Atr. | | | | | | | | | | n.a. | 0,08 | 0,02 |
| Simazin | | | | | | | | | | 0,27 | 0,22 | 0,08 |
| Diuron | | | | | | | | | | 0,25 | 0,15 | 0,06 |
| Metabenzath | | | | | | | | | | n.a. | 0,03 | n.a. |
| Nitrat | | | | | | | | | | 64 | 64 | 33 |
| GW-Flur- Ab. | | | | | | | | | | 3,70 | 3,41 | 2,85 |

| Mühlenbach | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Mai 91 | Jul 91 | Sep 91 | Okt 91 | Dec 91 | Jan 92 | Mär 92 | Mai 92 | Jun 92 | Aug 92 | Dec 92 | Mär 93 |
| Airrazu | | | | | | | 0,04 | 0,04 | 0,04 | | 0,02 | 0,027 |
| Simazin | | | | | | | n.a. | 0,01 | n.a. | | n.a. | n.a. |
| Ferbayta- zin | | | | | | | n.a. | n.a. | 0,08 | | n.a. | n.a. |
| Nitrat | | | | | | | 56 | 40 | 47 | | 46 | 37 |

Tabelle A3: PBSM- und Nitratgehalte der Wasserproben, die aus dem Grundwasserleiter in seiner gesamten Mächtigkeit bzw. teufenorientiert entnommen wurden sowie Grundwasserflurabstände

Entnahmetiefe unter Geländeoberkante: [m]

Nitratgehalte: [mg/l]

PBSM-Gehalte: [µg/l]

| 42/006 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.a. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 42/007 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.a. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 42/011 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.a. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/001 | | | | | | | |
|---------------|-------------|-------------|------------|-------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | Mischproben | Mischproben | Mischprobe | Mischproben | | | |
| Atrazin | 0,13 | 0,03 | 0,02 | 0,04 | | | |
| Deset.-Atr. | 0,16 | 0,05 | n.a. | n.a. | | | |
| Simazin | 0,05 | 0,05 | 0,04 | 0,05 | | | |
| Diuron | 0,11 | n.a. | 0,15 | 0,10 | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/002 | | | | | | | | | |
|---------------|------------|------------|--------|------|------------|--------|------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | | Okt 90 | Jul 91 | | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | Mischprobe | Mischprobe | 7,5 m | 12 m | Mischprobe | 7,5 m | 12 m | | |
| Atrazin | 0,13 | 7,41 | 5,76 | 5,01 | 0,95 | 1,36 | 1,30 | | |
| Deset.-Atr. | 0,16 | 1,45 | n.a. | 0,03 | 0,06 | 0,47 | 0,33 | | |
| Deset.-Atr. | n.a. | 0,26 | n.a. | n.a. | n.a. | 0,07 | 0,04 | | |
| Simazin | 0,05 | 1,10 | 0,42 | 0,31 | 0,13 | 0,27 | 0,19 | | |
| Diuron | 0,11 | 1,18 | 1,05 | 1,21 | 0,42 | 1,27 | 0,80 | | |
| Aziprotryn | n.a. | n.a. | 0,49 | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | | |
| Metribuzin | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,04 | 0,08 | | |
| Isoproturon | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,21 | 0,41 | | |
| Nitrat | | | | | | | | | |

| 43/003 | | | | | | | | |
|---------------|------------|------------|--------|------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | Mischprobe | Mischprobe | 9,5 m | 15 m | Mischprobe | | | |
| Atrazin | 0,04 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,02 | | | |
| Deset.-Atr. | n.a. | 0,03 | 0,03 | 0,03 | n.a. | | | |
| Simazin | 0,02 | 0,04 | 0,06 | 0,06 | n.a. | | | |
| Diuron | n.a. | n.a. | n.a. | 0,07 | n.a. | | | |
| Nitrat | | | | | | | | |

| 43/004 | | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|------------|--------|--------|--------|--|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 | |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | Mischprobe | | | | |
| Simazin | | | 0,02 | 0,02 | | | | |
| Nitrat | | | | | | | | |

| 43/011 | | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|--|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 | |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | 9 m | 13 m | | |
| PBSM | | | n.a. | | n.a. | n.a. | | |
| Nitrat | | | | | | | | |

| 43/013 | | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|--|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 | |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | | |
| PBSM | | | n.a. | | | | | |
| Nitrat | | | | | | | | |

| 43/015 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | Mischprobe | | | |
| Atrazin | | | 0,94 | 0,03 | | | |
| Deset.-Atr. | | | 0,08 | 0,02 | | | |
| Desuo.-Atr. | | | n.a. | 0,04 | | | |
| Simazin | | | 0,63 | 0,51 | | | |
| Diuron | | | 0,38 | 0,23 | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/028 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | Mischprobe | | | |
| Atrazin | | | 0,19 | 0,19 | | | |
| Deset.-Atr. | | | 0,04 | 0,04 | | | |
| Desuo.-Atr. | | | n.a. | 0,02 | | | |
| Simazin | | | 0,19 | 0,14 | | | |
| Diuron | | | 0,15 | 0,04 | | | |
| Isoproturon | | | n.a. | 0,12 | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/030 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | Mischprobe | 8,5 m | 11,5m | |
| PBSM | | | n.a. | | n.a. | n.a. | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/031 | | | | | | | |
|---------------|------------|------------|--------|--------|------------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | Mischprobe | Mischprobe | 9,0 m | 14 m | Mischprobe | | |
| Atrazin | 0,07 | 0,05 | 0,13 | 0,14 | 0,09 | | |
| Deset.-Atr. | n.a. | n.a. | n.a. | 0,02 | 0,03 | | |
| Simazin | 0,05 | 0,04 | 0,06 | 0,08 | 0,04 | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/032 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | Mischprobe | | | |
| PBSM | | | n.a. | n.a. | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/067 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | Mischprobe | | | |
| Atrazin | | | n.n. | 0,02 | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/072 | | | | | | | |
|---------------|------------|------------|------------|------------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | Mischprobe | Mischprobe | Mischprobe | Mischprobe | | | |
| Atrazin | 0,05 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | | | |
| Deset.-Atr. | n.n. | n.n. | 0,04 | 0,04 | | | |
| Deset.-Atr. | n.n. | n.n. | n.n. | 0,02 | | | |
| Simazin | 0,03 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | | | |
| Diuron | n.n. | n.n. | n.n. | 0,04 | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/074 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.n. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/081 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.n. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/084 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.n. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

| 43/085 | | | | | | | |
|---------------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Mär 89 | Jun 89 | Mai 90 | Okt 90 | Jul 91 | Sep 91 | Dez 91 |
| Entnahmetiefe | | | Mischprobe | | | | |
| PBSM | | | n.n. | | | | |
| Nitrat | | | | | | | |

Tabelle A4: Ergebnisse der Analysen von Bodenproben aus dem Bereich von HB 10 und HB 20 auf 8 verschiedene PBSM

PBSM-Gehalt/Trockensubstanz: [mg/kg]

| Bodenproben | | |
|--------------|--------------------------|----------------|
| August 92 | Zwischen HB 10 und HB 20 | Handbohrung 10 |
| Atrazin | 0,45 | n.a. |
| Metribuzin | 0,36 | 0,41 |
| Diuron | 0,06 | n.a. |
| Isoproturon | 0,78 | 1,42 |
| Metamitron | 0,09 | n.a. |
| Ethofumesat | 1,18 | n.a. |
| Metobromuron | 0,20 | 0,22 |
| Monsolinuron | 0,25 | 0,08 |

Tabelle A5: Ergebnisse eines Sonderprogramms, bei dem die Meßstellen 43/002, 43/031 und die Handbohrung 17 (Abbildung A7) von Oktober 1992 bis April 1993 in einem 14-tägigen Rhythmus an der Grundwasseroberfläche beprobt und neben den PBSM- und Nitratkonzentrationen auch die Konzentration der Anionen Chlorid, Sulfat, Fluorid, Phosphat (gesamt) und die der Kationen Ammonium, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium sowie die Leitfähigkeit bestimmt wurden.

Meßstelle 43/002

| Datum | GW-Sp. | NO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | F ⁻ | P(ges.) | NH ₄ ⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | LF 25°C | PBSM-E |
|----------|--------|------------------------------|-----------------|-------------------------------|----------------|---------|------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|---------|--------|
| | (m) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mS/m) | (µg/l) |
| 08.10.92 | 3,62 | 32 | 8 | 20,7 | <0,200 | 0,050 | <0,100 | 6,6 | 21,1 | 34,3 | 4,1 | 32,10 | |
| 13.10.92 | 3,65 | 33 | 10 | 22,4 | <0,200 | 0,05 | <0,100 | 6,5 | 21,2 | 34,2 | 4,1 | 33,30 | |
| 27.10.92 | 3,63 | 35 | 10 | 23,5 | <0,200 | 0,055 | <0,100 | 6,7 | 21,2 | 39,9 | 5,1 | 35,00 | |
| 10.11.92 | 3,71 | 48 | 17 | 46,5 | <0,200 | 0,050 | <0,100 | 12,5 | 21,8 | 47,5 | 7,3 | 44,50 | |
| 24.11.92 | 3,54 | 51 | 15 | 38,7 | <0,200 | 0,055 | <0,100 | 10,7 | 19,6 | 47,9 | 6,3 | 43,00 | |
| 10.12.92 | 3,35 | 23 | 9 | 18,5 | <0,200 | 0,085 | <0,100 | 5,1 | 16,6 | 30,8 | 3,7 | 27,40 | |
| 22.12.92 | 3,37 | 17 | 9 | 18,6 | <0,200 | 0,055 | <0,100 | 4,4 | 15,0 | 32,5 | 3,6 | 25,40 | |
| 05.01.93 | 3,36 | 24 | 9 | 22,6 | <0,200 | 0,065 | <0,100 | 4,6 | 14,7 | 42,0 | 4,7 | 28,30 | |
| 19.01.93 | 3,11 | 19 | 14 | 23,7 | <0,200 | 0,050 | <0,100 | 5,9 | 15,8 | 32,7 | 3,9 | 27,20 | |
| 02.02.93 | 2,88 | 19 | 11 | 24,3 | <0,200 | 0,055 | <0,100 | 6,4 | 13,9 | 32,1 | 4,2 | 28,00 | |
| 17.02.93 | 2,30 | 24 | 19 | 48,9 | <0,200 | 0,045 | <0,100 | 9,5 | 17,2 | 44,8 | 5,6 | 39,90 | |
| 02.03.93 | 2,39 | 29 | 21 | 59,3 | <0,200 | 0,045 | <0,100 | 12,2 | 19,9 | 50,6 | 6,6 | 45,50 | |
| 16.03.93 | 2,98 | 33 | 20 | 58,5 | <0,200 | 0,045 | <0,100 | 11,2 | 21,6 | 49,0 | 6,8 | 44,7 | |
| 31.03.93 | 3,02 | 48 | 19 | 64,3 | <0,200 | 0,045 | <0,100 | 10,5 | 27,5 | 75,1 | 12,3 | 46,7 | |
| 19.04.93 | 3,05 | 76 | 26 | 82,7 | <0,200 | 0,055 | <0,100 | 20,4 | 27,0 | 76,5 | 10,0 | 63,20 | |

Meßstelle 43/031

| Datum | GW-Sp. | NO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | F ⁻ | P(ges.) | NH ₄ ⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | LF 25°C | PBSM-E |
|----------|--------|------------------------------|-----------------|-------------------------------|----------------|---------|------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|---------|--------|
| | (m) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mS/m) | (µg/l) |
| 08.10.92 | 4,18 | 122 | 60 | 121,0 | <0,200 | 0,050 | <0,01 | 16,9 | 1,0 | 89,3 | 9,8 | 70,80 | 2,27 |
| 13.10.92 | 4,19 | 121 | 61 | 112,8 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 18,2 | 1,0 | 73,9 | 8,3 | 71,90 | |
| 27.10.92 | 4,22 | 118 | 57 | 119,8 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 17,9 | 1,8 | 90,9 | 10,1 | 72,30 | |
| 10.11.92 | 4,25 | 111 | 63 | 130,1 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 19,5 | 1,3 | 91,2 | 12,4 | 73,30 | 1,37 |
| 24.11.92 | 4,10 | 107 | 61 | 128,5 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 19,4 | 1,5 | 89,1 | 12,0 | 72,20 | 1,81 |
| 10.12.92 | 4,07 | 109 | 56 | 116,8 | <0,200 | 0,050 | <0,100 | 19,0 | 1,3 | 87,1 | 10,1 | 69,70 | |
| 22.12.92 | 3,98 | 125 | 54 | 106,4 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 16,3 | 0,8 | 92,7 | 7,0 | 70,80 | |
| 05.01.93 | 3,94 | 116 | 56 | 123,2 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 17,8 | 1,0 | 148,0 | 18,0 | 68,50 | |
| 19.01.93 | 3,72 | 170 | 66 | 125,4 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 18,3 | 3,9 | 127,3 | 7,6 | 85,90 | 2,80 |
| 02.02.93 | 3,40 | 196 | 76 | 130,0 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 20,3 | 4,1 | 145,7 | 8,5 | 106,00 | |
| 17.02.93 | 3,33 | 156 | 66 | 128,6 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 20,1 | 8,1 | 119,9 | 8,8 | 89,80 | 1,50 |
| 02.03.93 | 3,39 | 157 | 65 | 134,1 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 18,8 | 9,0 | 120,4 | 9,8 | 88,50 | |
| 16.03.93 | 3,45 | 131 | 60 | 124,4 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 19,6 | 6,3 | 104,4 | 10,5 | 81,10 | 1,42 |
| 31.03.93 | 3,49 | 162 | 62 | 126,1 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 18,5 | 13,5 | 170,4 | 13,9 | 88,30 | |
| 19.04.93 | 3,56 | 147 | 63 | 125,6 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 18,5 | 6,9 | 117,3 | 9,9 | 82,10 | |

Meßstelle Handbohrung 17

| Datum | GW-Sp. | NO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | F ⁻ | P(ges.) | NH ₄ ⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | LP 25°C | PBSM- Σ |
|----------|--------|------------------------------|-----------------|-------------------------------|----------------|---------|------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|---------|------------|
| | (m) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mS/m) | (µg/l) |
| 08.10.92 | 6,20 | 140 | 69 | 173,6 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 35,8 | 0,8 | 51,2 | 6,2 | 92,20 | 0,27 |
| 13.10.92 | 6,02 | 143 | 71 | 155,0 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 41,6 | 0,5 | 76,8 | 8,8 | 91,80 | |
| 27.10.92 | 6,97 | 143 | 69 | 165,1 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 41,8 | 1,1 | 110,2 | 13,6 | 93,30 | |
| 10.11.92 | 6,11 | 146 | 70 | 150,9 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 40,8 | 1,1 | 104,7 | 13,9 | 90,70 | 1,22 |
| 24.11.92 | 6,00 | 147 | 71 | 154,3 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 41,2 | 1,2 | 105,2 | 14,4 | 91,30 | |
| 10.12.92 | 6,11 | 151 | 73 | 151,9 | <0,200 | 0,030 | <0,100 | 43,3 | 1,2 | 100,6 | 14,4 | 93,80 | |
| 22.12.92 | 6,77 | 148 | 73 | 148,6 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 46,3 | 1,1 | 98,3 | 13,1 | 93,40 | |
| 05.01.93 | 6,98 | 152 | 74 | 156,7 | <0,200 | 0,015 | <0,100 | 42,5 | 1,0 | 183,3 | 26,6 | 90,40 | |
| 19.01.93 | 6,90 | 154 | 77 | 155,8 | <0,200 | 0,040 | <0,100 | 41,9 | 1,9 | 111,1 | 15,7 | 90,60 | 2,63 |
| 02.02.93 | 6,66 | 150 | 107 | 142,7 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 41,9 | 1,2 | 101,9 | 14,7 | 90,50 | |
| 17.02.93 | 6,38 | 156 | 75 | 136,0 | <0,200 | 0,025 | <0,100 | 40,9 | 1,2 | 108,3 | 15,3 | 91,70 | 2,24 |
| 02.03.93 | 6,53 | 168 | 76 | 144,9 | <0,200 | 0,040 | <0,100 | 37,7 | 1,1 | 111,6 | 16,0 | 94,20 | |
| 16.03.93 | 6,52 | 182 | 79 | 148,9 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 40,4 | 1,1 | 118,3 | 16,0 | 100,40 | 1,95 |
| 31.03.93 | 6,52 | 206 | 83 | 168,0 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 45,1 | 1,3 | 182,8 | 26,9 | 106,90 | |
| 19.04.93 | 6,45 | 227 | 86 | 194,3 | <0,200 | 0,020 | <0,100 | 42,4 | 1,1 | 167,0 | 19,3 | 114,80 | |

Seit 1. April 1994 sind bisher folgende „Materialien“ des Landesumweltamtes NRW erschienen:

- | | | |
|----|---|----------|
| 1 | Der Dynamische Daphnientest – Erfahrungen und praktische Hinweise – Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 44 S. | 15,00 DM |
| 2 | Umsetzung der TA-Siedlungsabfall bei Deponien 2. Abfallwirtschaftliches Fachgespräch Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 99 S. | 15,00 DM |
| 3 | Verwertung von Elektro- und Elektronikgeräten Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 153 S. | 20,00 DM |
| 4 | Einsatz alternativer Baustoffe in Abdichtungssystemen Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 91 S. | 15,00 DM |
| 5 | Einwicklung im Bereich der Sonderabfallentsorgung Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 39 S. | 15,00 DM |
| 6 | Ökologische Auswirkungen von Fischteichen auf Fließgewässer Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 208 S. | 25,00 DM |
| 7 | Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern Essen: Landesumweltamt NRW 1994, 462 S. | 28,00 DM |
| 8 | Vermeidung von Bunkerbränden in Abfallverbrennungsanlagen mit Hilfe der Infrarot-Thermographie Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 53 S. | 15,00 DM |
| 9 | Prozeßleittechnik in Anlagen der chemischen Industrie – Anlagenschutz und sicherheitsrelevante Komponenten Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 119 S. | 20,00 DM |
| 10 | Sicherheitstechnische Hinweise und Anforderungen an Abschott- und Entlastungssysteme aus der Sicht der Störfall-Verordnung Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 40 S. | 15,00 DM |
| 11 | Literaturstudien zum PCDD/F-Transfer vom Boden in die Nahrungskette Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 149 S. | 25,00 DM |
| 12 | Die verlust- und kontaminationsfreie Probenahme und -vorbereitung von Wässern und Feststoffen Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 203 S. | 28,00 DM |
| 13 | Essener Verfahren zur Bewertung von Altlastenverdachtsflächen – Erstbewertung und normierte Charakterisierung – Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 66 S. | 15,00 DM |
| 14 | Optimierung der thermischen Behandlung organischer chlorhaltiger Problemabfälle Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 132 S. | 25,00 DM |
| 15 | Entsorgungsbericht 1993 über Sonder- und Massenabfälle in NRW Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 75 S. | 20,00 DM |
| 16 | Begleitende meßtechnische Erfolgskontrolle bei der Sanierung einer Textilreinigungsanlage Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 60 S. | 15,00 DM |

Vertrieb: Landesumweltamt NRW • Postfach 102 363 • 45023 Essen

| | | |
|----|--|----------|
| 17 | Ausgewählte Untersuchungsergebnisse der halbtechnischen Versuchskläranlage – Untersuchungen zur Stickstoffelimination – – Praxiserprobung von Online-Meßtechnik – Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 110 S. | 20,00 DM |
| 18 | Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 140 S. | 25,00 DM |
| 19 | Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen – Ergebnisse der Erprobung in NRW – Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 150 S. | 25,00 DM |
| 20 | Information und Dokumentation bei Deponien 4. Abfallwirtschaftliches Fachgespräch, 26. Oktober 1994 Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 98 S. | 20,00 DM |
| 21 | Ausbreitungsuntersuchungen von Gerüchen anhand einer Modellquelle Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 57 S. | 15,00 DM |
| 22 | Erschütterungen und Körperschall des landgebundenen Verkehrs – Prognose und Schutzmaßnahmen – Essen: Landesumweltamt NRW 1995, 658 S. | 40,00 DM |
| 23 | Naturraumspezifische Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft Eine vorläufige Zusammenstellung von Referenzbach- und Leitbildbeschreibungen für die Durchführung von Gewässerstrukturgütekartierungen in Nordrhein-Westfalen Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 127 S. | 25,00 DM |
| 24 | Siedlungsabfalldeponien – Oberflächenabdichtung und Sickerwasser Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 162 S. | 25,00 DM |
| 25 | Thermodynamische Analyse der Verfahren zur thermischen Müllentsorgung Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 121 S. | 25,00 DM |
| 26 | Normierung und Konventionen in der Abfallanalytik – Aufgaben und Ziele Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 188 S. | 28,00 DM |
| 27 | Entsorgungsbericht 1994 über Sonder- und Massenabfälle in Nordrhein-Westfalen Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 92 S. | 20,00 DM |
| 28 | Umweltüberwachung im Spannungsfeld; integral/medial – privat/staatlich Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 289 S. | 30,00 DM |
| 29 | Bauabfallentsorgung – von der Deponierung zur Verwertung und Vermarktung Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 181 S. | 28,00 DM |
| 30 | Ergebnisse von Dioxin-Emissionsmessungen an Industrieanlagen in NRW – Dioxinmeßprogramm Nordrhein-Westfalen – Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 114 S. | 20,00 DM |
| 31 | Umsetzung der TA Siedlungsabfall bei Deponien in NRW Fortbildungsveranstaltung am 27./28. Juni 1995 im Bildungszentrum für die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH (BEW) in Essen Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 189 S. | 28,00 DM |

Vertrieb: Landesumweltamt NRW • Postfach 102 363 • 45023 Essen

- | | | |
|----|--|----------|
| 32 | Medienübergreifendes Arbeiten im technischen Umweltschutz Beiträge aus dem Fachgespräch anlässlich der Verabschiedung von Herrn Abteilungsdirektor Dr.-Ing. H.-O. Weber am 06. Juli 1995 Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 78 S. | 20,00 DM |
| 33 | Handbuch der Laborpraxis für Ver- und Entsorgerinnen/ Ver- und Entsorger – 1. und 2. Ausbildungsjahr – Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 186 S. | 30,00 DM |
| 34 | Explosionsschutz bei der Lagerung brennbarer Flüssigkeiten Entwicklungen und Erkenntnisse Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 54 S. | 18,00 DM |
| 35 | Physikalisch-chemische und biologische Auswirkungen bei der Verwendung von Waschbergen in Schifffahrtskanälen Untersuchungsbericht des Arbeitskreises „Waschberge im Wasserbau“ Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 154 S. | 25,00 DM |
| 36 | Anforderungen an sachverständige Stellen für die Bekanntgabe und die Zulassung im Bereich des Immissionsschutzes Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 132 S. | 25,00 DM |
| 37 | Schadstoffströme bei der Gebrauchtholzverwertung für ausgewählte Abfallarten Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 275 S. | 30,00 DM |
| 38 | Zivile Anschlußnutzung von Militärstandorten – Risikofaktor Altlasten/Bodenbelastungen – Tagungsband Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 168 S. | 25,00 DM |
| 39 | Flächenhafter Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser – Abschlußbericht – Dezember 1994 Essen: Landesumweltamt NRW 1996, 217 S. | 30,00 DM |