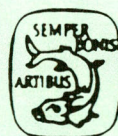


# ***Boden- und Grundwasser- verunreinigungen aus Punkt- und Flächenquellen***

Herausgegeben von  
R. Leschber, U. Müller-Wegener und R. Schmidt



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart/New York · 1993

**Schriftenreihe des Vereins für  
Wasser-, Boden- und Lufthygiene**

---

**90**

Herausgegeben von **R. Leschber** und **E. Lahmann**



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

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

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

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

### **Geschäftsführender Vorstand:**

Oberstadtdirektor Dr. Klaus Bussfeld, Gelsenkirchen

Dr. Fritz Bergmann, Essen

Direktor Dr.-Ing. Heinz Tessendorff, Berlin

### **Geschäftsführung:**

Dipl.-Ing. Heiner Nobis-Wicherding,

Postfach 31 14 20, 10644 Berlin

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten

© Copyright 1993 by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene,  
Berlin-Wilmersdorf

Printed in Germany

ISBN 3-437-30749-5

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

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

# ***Boden- und Grundwasser- verunreinigungen aus Punkt- und Flächenquellen***

Herausgegeben von  
R. Leschber, U. Müller-Wegener und R. Schmidt



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart/New York · 1993



# Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort.....	VII
R. Leschber, U. Müller-Wegener Boden- und Grundwasserhygiene im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene.....	1
R. Hofmann, G. Dippell, G. Holleder,er, J. Ripper, Z. Filip Mikrobiologischer Abbau eines Kohlenwasserstoff- gemisches in Bodenproben aus einem altölkontaminierten Gelände.....	5
P. Friesel, S. Sievers Punkt- und Flächenkontaminationen durch PCDD/PCDF in den Böden eines Ballungsraums am Beispiel Hamburgs.....	23
H. Kerndorff, H.H. Dieter Nutzungs- und expositionsorientierte Bewertung grundwasserkontaminierender Altablagerungen und Deponien - Neue Erkenntnisse und Methoden - .....	35
V. Brill Gefährdungsabschätzung von Altlasten Handlungsbedarf aus der Sicht des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen .....	59
R. Leschber, K.-D. Pernak, U. Zimmermann Anorganische und organische Inhaltsstoffe im Regenwasserabfluß und ihr Verhalten in der Untergrundpassage.....	71
U. Hagendorf Beeinflussung der Grundwasserqualität durch undichte Kanäle .....	93



U. Müller-Wegener, C. Ehrig, B. Ahlsdorf, R. Schmidt Pflanzenschutzmitteleinträge in das Grundwasser Erfassung, Bewertung, Verhinderung .....	105
W. Kleine, C. Ehrig, B. Kaschianian, U. Müller-Wegener, G. Milde Möglichkeiten der Sanierung eines mit Pflanzenschutzmitteln kontaminierten Trinkwassereinzugsgebietes.....	117
R. Schleyer Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene Schadstoffeinträge .....	131
G. Milde Gedanken zur Entwicklung eines modernen Grundwasserschutzes.....	145
R. Leschber Schlußwort .....	159
Arbeiten auf den Gebieten Boden- und Grundwasserhygiene, Teil II.....	161
Autorenverzeichnis .....	195

## **Vorwort**

Das Ausscheiden von Professor Dr. Gerald Milde aus dem Amt des Abteilungsleiters der Abteilung V des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene war für die Wissenschaftler der Abteilung Anlaß, Bilanz zu ziehen und mit Berichten über wichtige laufende oder abgeschlossene Vorhaben auf dem Gebiet des Schutzes von Boden und Grundwasser den Dank für die engagierte Leitung der Abteilung und für die wissenschaftlichen Impulse und die Betreuung der Arbeiten auszudrücken. Die Beteiligung der nunmehr an anderer Stelle wirkenden ehemaligen Abteilungsmitglieder Verena Brill, Peter Friesel und Ulrich Hagendorf mit Beiträgen aus ihren neuen Wirkungskreisen rundet das Thema des Buches ab. Gerald Milde faßt im Lichte der hier vorgestellten und anderer bereits früher erarbeiteter wissenschaftlicher Ergebnisse abschließend die Grundsätze des Grundwasserschutzes zusammen, die die Arbeit der Abteilung bestimmt haben und weist auf neue Aufgaben und bislang noch offene Fragen hin, die den Schutz des Grundwassers künftig bestimmen sollten.

Die Herausgeber



## **Grundwasserhygiene im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene**

*R. Leschber und U. Müller-Wegener*

Die jüngste Abteilung des Instituts hat bereits 1986 in einem Band dieser Schriftenreihe über ihre wissenschaftlichen Arbeiten berichtet. Nachdem in der Abteilungsleitung ein zweifacher Wechsel eingetreten ist, wird mit dem vorliegenden Band erneut aus der Abteilungsarbeit berichtet. Wesentliche Impulse und Gedanken hierzu gingen von unserem Amtsvorgänger Gerald Milde aus, der über ein Jahrzehnt hinweg den Weg der Abteilung bestimmte und sie aus kleinen Anfängen zu einem bedeutenden Faktor des Instituts emporführte.

Während die Aufgaben, hygienische Untersuchungen für die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung durchzuführen, bereits seit Gründung des Instituts als Königliche Versuchs- und Prüfanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung im Jahre 1901 bestanden, wurden Aufgaben der Bodenhygiene im Jahre 1923 bei der Umbildung des Instituts zur Preußischen Landesanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene in das Arbeitsspektrum aufgenommen. Wenn auch die organisatorische Gliederung des Instituts in der Zeit von 1923 bis 1975 noch keinen besonderen Bereich für die Boden- und Grundwasserhygiene berücksichtigte, sind aber - wie die geschichtliche Übersicht zeigt - frühere einschlägige Tätigkeiten belegt. Aus der heutigen Sicht besonders herausragend erscheinen dabei Untersuchungen zur Grundwasserverunreinigung durch Mineralölprodukte (1961) sowie Lysimeteruntersuchungen über das Verhalten von Tensiden und über den Abbau von Mineralölprodukten bei der Bodenpassage (1964 - 1966). Daneben sind radioaktive Untersuchungen an Böden und Grundwässern bis hin zur Entwicklung von Dichtesonden ebenso zu erwähnen wie die ständige Mitarbeit des Hauses an der Entwicklung von Richtlinien zur Abgrenzung von Trinkwasserschutzgebieten.

Die Gründung des Laboratoriums und der Zentralstelle für Abfallbeseitigung und deren Arbeiten im Rahmen des Instituts bis zum Januar 1974 sind ebenfalls als wesentliche Aktivitäten auf dem Gebiet der Boden- und Grundwasserhygiene zu werten.

Ab 1969 war dann das Institut maßgebend mitbeteiligt bei der Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihres Verhaltens in Böden und Grundwässern. Die Schaffung wissenschaftlicher Grundlagen für Prüfungen zur Umweltverträglichkeit von Pflanzenschutzmittelanwendungen sowie ihre Einführung in die staatliche Zulassungs-



praxis war umwelthygienisch besonders bedeutsames Neuland. Die sechs Fachgespräche "Gewässer- und Pflanzenbehandlungsmittel" 1970, 1972, 1975, 1979, 1985 und 1988 legen von diesen Bemühungen ein spezielles Zeugnis ab.

Hygienische Bewertungen der Immission schwermetallhaltiger Stäube in der Nähe von Industriestandorten waren auch Gegenstand der Institutsarbeit, über die unter anderem auf dem Bleikolloquium 1970 berichtet wurde.

Die Beteiligung an der konzertierten Aktion COST 68/681 "Verwertung von Klärschlamm und landwirtschaftlichen Abfällen" mit wissenschaftlichen Arbeiten und der Koordinierung der deutschen Beteiligung von 1974 an sowie die Beratung der Bundesregierung in Fragen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung trugen zu den wissenschaftlichen Grundlagen der deutschen Klärschlammverordnungen von 1982 und 1992 sowie der entsprechenden EG-Richtlinie von 1986 maßgeblich bei.

Im Juni 1975 wurde schließlich zur Zusammenführung und Straffung der Aktivitäten auf dem Gebiet der Boden- und Grundwasserhygiene eine eigene Abteilung für Bodenhygiene und Hygiene der Wassergewinnung gegründet. Äußere Meilensteine ihrer Entwicklung sind die Einweihung der Lysimeteranlage auf dem Versuchsfeld Marienfelde (Oktober 1978), die Inbetriebnahme von Laboratorien für Bodenchemie und Bodenphysik im Atrium Marienfelde (1979), der Arbeitsbeginn im Laboratorium für organische Spurenverunreinigungen in Marienfelde (1981) und schließlich der Neubau in Langen, der den Laboratorien für Geohydrochemie, für Grundwasseranreicherung und für Bodenmikrobiologie seit Dezember 1983 eine modern ausgestattete, großzügige Heimstatt bietet. Mit dem Baubeginn des Erweiterungsbaus auf dem Versuchsfeld Marienfelde im Sommer 1992 ist nun auch die Sicherung der räumlichen Arbeitsbasis für die Abteilung in greifbare Nähe gerückt. Die in Containern und Baracken untergebrachten Labors und Arbeitsräume auf dem Versuchsfeld werden demnächst in modernen, allen Anforderungen entsprechenden Räumen des Neubaus ihren Platz finden.

Im gegenwärtigen Ausbau umfaßt die Abteilung neun Fachgebiete, in denen ca. 30 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter wirken, von denen reichlich 50 % durch Drittmittel finanziert werden.

### **Vorgeschichte und Entwicklung der Abteilung Bodenhygiene, Hygiene der Wassergewinnung**

- April 1901 - Gründung der Königlichen Versuchs- und Prüfanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung
- April 1923 - Umbildung zur Preußischen Landesanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
  - 1961 - Untersuchungen zur Grundwasserverunreinigung durch Mineralölprodukte
- 1964/1966 - Einrichtung einer Lysimeteranlage, Untersuchungen zum Verhalten von Tensiden (Detergentien) und Abbau von Mineralölprodukten bei der Bodenpassage

- 1964 - Radioaktive Untersuchungen an Böden und Grundwasser
- 1965 - Versuchsbrunnen in Betrieb
- 1965 - Mitarbeit an Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete
- Okt. 1965 - Gründung von Labor/Zentralstelle für Abfallbeseitigung (bis Januar 1974 beim Institut, dann Übernahme durch das neu gegründete Umweltbundesamt)
- 1969 - Prüfung des Pflanzenschutzmittel-Verhaltens in Böden und Gewässern
- 1970 - Bleikolloquium
  - 1. Fachgespräch "Wasser und Pflanzenschutzmittel"
- 1972 - 2. Fachgespräch "Wasser und Pflanzenschutzmittel"
- Juni 1975 - Gründung der Abteilung für Bodenhygiene und Hygiene der Wassergewinnung, Leitung durch den Institutsleiter K. Aurand
  - 3. Fachgespräch "Wasser und Pflanzenschutzmittel"
- Okt. 1978 - Fertigstellung der Lysimeteranlage Marienfelde
- April 1979 - Übernahme der Abteilungsleitung durch G.Milde
  - Einrichtung der Laboratorien für Bodenchemie und Bodenphysik, im Atrium Marienfelde
  - 4. Fachgespräch "Wasser und Pflanzenschutzmittel"
- 1981 - Fertigstellung des Laboratoriums für organische Spurenverunreinigung in Marienfelde
- Dez. 1983 - Neubau der Außenstelle Langen bei Frankfurt am Main mit Laboratorien für Geohydrochemie, Grundwasseranreicherung, Bodenmikrobiologie
- 1985 - 5. Fachgespräch "Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel"
- 1988 - 6. Fachgespräch "Pflanzenschutzmittel und Grundwasser"
- 1989 - Umzug der Laboratorien für Bodenchemie und Bodenphysik aus dem bau-fälligen Atrium in ein Containerhaus
- Jan. 1991 - G. Milde im Ruhestand, Abteilungsleitung durch R. Leschber
- 1991 - Wissenschaftliches Kolloquium über die Abteilungsarbeit
- Jan. 1993 - U. Müller-Wegener Abteilungsleiter, R. Leschber im Ruhestand
- 1993 - Richtfest im neuen Laborgebäude auf dem Versuchsfeld Marienfelde

Anm.: vgl. hierzu auch die Literaturzusammenstellung der Arbeiten auf den Gebieten Boden- und Grundwasserhygiene am Schluß des Bandes.



## **Mikrobiologischer Abbau eines Kohlenwasserstoffgemisches in Bodenproben aus einem altölkontaminierten Gelände**

*R. Hofmann, G. Dippell, G. Holleder, J. Ripper, Z. Filip*

### **1 Einleitung**

Zur Untersuchung der Eignung von biologischen Sanierungstechniken werden im Rahmen eines in mehreren Arbeitsgruppen angelegten und vom BMFT und dem Land Hessen finanzierten Forschungsvorhabens umfangreiche Feld- und Laboruntersuchungen an einem ehemaligen Raffineriestandort durchgeführt. Die Belastung des Bodens und des Grundwassers wird in erster Linie durch Altölprodukte bestimmt, die sowohl in Phase auf dem Grundwasser aufschwimmen als auch im oberen gesättigten Bodenbereich in erheblicher Konzentration vorliegen. Als Kontaminationsursache muß ein diffuser Schadstoffeintrag aus mehreren Punktquellen, deren Lage im Detail nicht mehr genau ermittelt werden kann, angenommen werden. Das in Phase vorliegende Altöl enthält mit ca. 5 ppm einen relativ hohen Anteil an Polychlorierten Biphenylen (PCB). Andere Hauptkontaminanten des Geländes sind leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) und BTX-Aromaten. Pentachlorphenol (PCP), verschiedene Phenolderivate (z.B. Kresole), sowie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind von untergeordneter Bedeutung. Die Konzentrationen dieser Verbindungen liegen größtenteils um mehrere Größenordnungen unter denen der typischen Öl- und sonstigen Kohlenwasserstoffbestandteile.

Aufgabenstellung des Forschungsvorhabens ist die Klärung der Frage, ob zur Sanierung des Geländes mikrobiologische Verfahren geeignet sind, und was derartige Verfahren am gegebenen Standort leisten können. In der Literatur findet man mittlerweile ein sehr umfangreiches Datenmaterial zu dieser Problematik. Nur beispielhaft werden an dieser Stelle genannt: Atlas 1984, Filip 1988, Filip et al. 1988, Hollerbach 1985. In unserer Arbeitsgruppe werden in diesem Zusammenhang in unterschiedlichen Modellsystemen mikrobiologische Abbaubersuche sowohl mit einzelnen Schadstoffen als auch mit originären Schadstoffgemischen durchgeführt. An dieser Stelle sollen zwei Experimente vorgestellt werden, die sich auf den mikrobiologischen Abbau von im Öl enthaltenen Kohlenwasserstoffen konzentrieren. Ziel der Versuche war die Ermittlung und eine Optimierung der Abbaubedingungen in Bezug auf Sauerstoff- und Feuchtigkeitsgehalt, die



Zugabe von Stickstoff und Phosphor und den Zusatz von leicht und schwer verwertbaren cometabolischen Substraten. Außerdem sollten zur Erfassung des Stoffumsatzes und zur Registrierung von Stoffwechselzwischen- und Endprodukten geeignete Analyseverfahren getestet und optimiert werden.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Versuchssäulen**

In den Abbildungen 1 und 2 wird der Aufbau der Versuchssäulen gezeigt. Die Scheidetrichtersäule (Abb. 1) hat bei einem Durchmesser von 8 cm etwa 1,2 l Volumeninhalt. Die Säulen wurden in regelmäßigen Abständen von 24 Stunden diskontinuierlich von unten mit reinem Sauerstoff versorgt. Zur Adsorption von flüchtigen Substanzen wurde am oberen Säulenende im Gasaustritt ein Aktivkohlefilter eingebaut. Über diese Öffnung standen die Säulen außerdem kontinuierlich im Gleichgewicht mit dem externen Gasraum. Die Säulen wurden bei einer Füllhöhe von 10-12 cm mit jeweils 700 g Bodenmaterial gefüllt.

Die Versuchssäule in Abbildung 2 besteht aus einem 68 cm langen zylindrischen Glasrohr von 10 cm Durchmesser. Das nutzbare Gesamtvolumen beträgt etwa 4 l. Die Abschlußkappen am Ende der Röhren sind luftdicht montiert. Die Zwangsbelüftung der Säulen mit CO<sub>2</sub>-freier synthetischer Luft erfolgte von unten nach oben. Die Begasung wurde mit Hilfe eines Durchflußmessers und einer Gasregleinrichtung auf einen Wert von 300 ml/h pro Säule eingestellt. Im Luftstrom etwa mitgerissene flüchtige Substanzen wurden in einem Aktivkohlefilter am oberen Säulenende festgehalten. Eine Überprüfung der mikrobiologischen Aktivität erfolgte durch die titrimetrische Bestimmung des freigesetzten CO<sub>2</sub> im Abluftstrom. Das Prozeß-Wasser (2 ml/Tag) wurde mit einer Schlauchpumpe oben zugeführt. Der Säulenversuchsstand befindet sich in einem von unserem Forschungspartner, der Firma Trischler und Partner, Darmstadt, aufgebauten und betreuten Feldlabor auf dem Sanierungsgelände.

### **2.2 Versuchsdurchführung**

#### **2.2.1 Abbau von drei Modellkohlenwasserstoffen**

Fünf der Scheidetrichterversuchssäulen wurden mit abgesiebt ( $< 2$  mm), vorgereinigt und wiederaufkontaminiertem Bodenmaterial aus der grundwasserungesättigten Bodenzone (3,2-4,5 m Tiefe) des Versuchsgeländes gefüllt. Die Reinigung des Bodens von den organischen Kontaminanten erfolgte durch Extraktion mit Diethylether in einer Soxhlet-Apparatur. Anschließend wurde das Füllmaterial mit jeweils drei Modellkohlenwasserstoffen wiederaufkontaminiert, so daß der Kohlenstoffmassenanteil im Boden 9,6 g/kg mT betrug. Es wurden die Substanzen n-Decan (unverzweigtes Alkan), Pristan (verzweigtes Alkan) und Decalin (cyclisches Alkan) in jeweils gleicher Kohlenstoffkonzentration (3,2 g/kg) verwendet. Eine Siebanalyse ergab, daß nach Abtrennung des Kies-

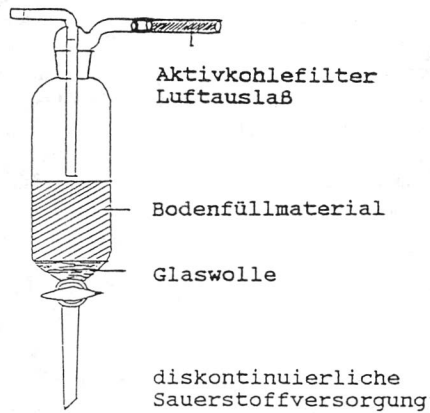


Abb. 1: Aufbau der Versuchssäule "Scheidetrichter"

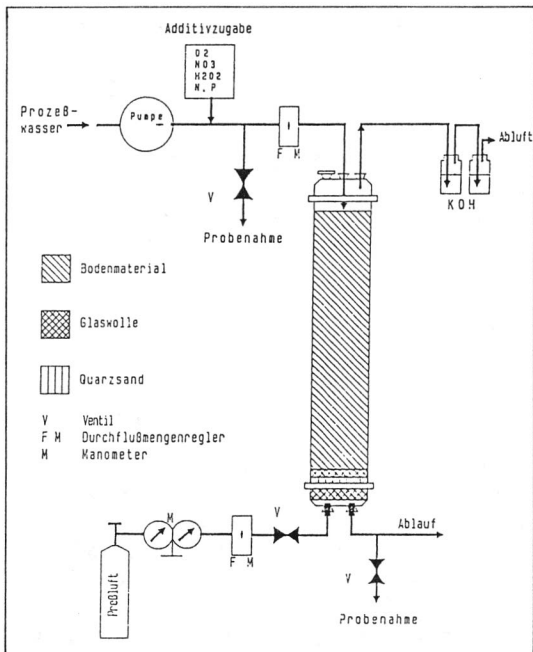


Abb. 2: Schematische Darstellung einer Feldlaborversuchssäule (Abb. der Fa. Trischler und Partner)

anteils ein typischer Mittelsand zurückblieb. 76 % der Massenanteile hatten eine Korngröße zwischen 0,2 und 0,5 mm, der Ton/Schluff-Anteil betrug 0,86 %. Während der Versuche wurde ein Feuchtigkeitsgehalt von 60 % der maximalen Wasserkapazität eingestellt. Die Wasserkapazität wurde nach Fiedler et al., (1964) bestimmt. Sie betrug für den Originalboden 34,5 ml/kg. Um eine für das Kontaminationsgelände typische Mikroflora in den Ansätzen zu verwenden, wurde dem extrahierten Boden im Verhältnis 1:100 unbehandelter Originalboden zugesetzt. Für eine bessere Verteilung der Mikroorganismen wurde dieser Boden in doppeltem Volumen 0,1 %iger Natriumpyrophosphatlösung suspendiert und für eine Stunde geschüttelt. Diese Suspension wurde in den extrahierten Boden gleichmäßig eingemischt.

Zur Beschleunigung des Wachstums der im Boden vorhandenen Mikroflora wurde einem Teil der Ansätze Glucose als leicht verwertbare Kohlenstoffquelle zugesetzt. Die Zugabe entsprach einem zusätzlichen C-Angebot von 1,4 g/kg Boden. Stickstoff und Phosphor wurden dem Boden als Ammoniumsulfat ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) und Natriumpyrophosphat ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \times 10 \text{ H}_2\text{O}$ ) zugegeben. Die Einwaagen betrugen 4,5 und 0,7 g/kg Boden, was einem Stickstoffgehalt von 0,96 g/kg Boden und einem Phosphorgehalt von 0,096 g/kg Boden entsprach. Durch diese Zugaben wurde ein C:N:P-Verhältnis von 100:10:1 eingestellt. Die in den Boden eingebrachten Phosphormengen durch Zugabe des in Natriumpyrophosphatlösung suspendierten Originalbodens (s.o.) können bei der Berechnung dieses Verhältnisses vernachlässigt werden.

Der Einfluß wichtiger organischer und mineralischer Bodenbestandteile auf den Abbau der Kohlenwasserstoffe wurde in 4 weiteren Versuchssäulen mit Sand aus einem Grundwasserleiter des Segeberger Forstes untersucht. Diese wurden wahlweise mit einem organischen Bodenbestandteil, einer Huminsäure (Fa. Roth), und/oder dem Tonmineral Bentonit angereichert. Bei dem verwendeten Bodenmaterial handelte es sich um einen typischen Mittelsand mit einer Hauptkorngröße von 0,2-0,5 mm. Die maximale Wasserkapazität hatte einen Wert von 68,3 ml/kg. Auch hier wurden Feuchtegehalte von jeweils 60 % der maximalen Wasserkapazität eingestellt.

Die Inkubationszeit der Säulen betrug insgesamt 6 Wochen. Danach wurden jeweils 70 g gut durchmisches Säulenmaterial in einer Soxhlet-Apparatur mit 300 ml Diethylether extrahiert. Alle Extrakte wurden am Rotationsverdampfer auf 50 ml eingengt und durch Ausfrieren des Wassers bei - 20° C getrocknet. Kurz vor der Analyse wurde ein kleiner Teil der Probe 1:200 mit Ether verdünnt und davon wurde 1 µl in den Gaschromatographen eingespritzt. Die Suche nach eventuell angehäuften Metaboliten erfolgte mit Hilfe der GC-FTIR-Spektroskopie und GC-MS-Untersuchungen.

#### GC-FTIR-Untersuchungen

Zur Identifizierung von Einzelsubstanzen sowohl im originären Schadstoffgemisch als auch in Bodenextraktproben wurden GC-FTIR-Untersuchungen durchgeführt. Für diesen Zweck wurde ein FTIR-Spektrometer (IFS 48, Bruker, Karlsruhe) über eine Koppelungseinheit (Bruker) mit einem Gaschromatographen (HRGC 5160 Mega Series, Carlo Erba, Hofheim) direkt verbunden. Die gaschromatographische Trennung der Proben erfolgte mit einem Temperaturprogramm an einer 25 m Kapillarsäule (SE 54; DF 0.5; Durchm. 0.32 mm; Schichtd. 0.5 µm, Macherey-Nagel, Düren)

### 2.2.2 Abbau eines originären Schadstoffgemisches

Es wurde ein Mittelsand aus der ungesättigten Zone des Aquifers aus etwa 3,5 m Tiefe für die Säulenfüllung benutzt. Der Rohboden wurde auf eine Korngröße von  $< 4$  mm abgesiebt, 1/2 Stunde in einem Mischer homogenisiert, und mit Altöl aus dem Kontaminationsgelände auf 12 g KW pro kg Boden Trockenmasse kontaminiert. Zur besseren Verteilung wurde das Öl mit einem Zerstäuber in den Mischer eingesprüht. Außerdem wurde dem Boden grob zerstoßener Rindenmulch (Fa. Umweltschutz Nord) im Verhältnis 9:1 (Boden:Mulch,v:v) zugesetzt. Für den Originalboden wurde eine Dichte von 1,44 kg/l, für den aufbereiteten Boden von 1,35 kg/l ermittelt.

Nach IR-spektroskopischer Messung des Kohlenwasserstoffgehaltes (DEV H18) des so aufbereiteten Bodens, bei dem ein Wert von 12 g Kohlenwasserstoff/kg Trockenmasse Boden ermittelt wurde, erfolgte eine Unterteilung in acht 6 kg Portionen (5,64 kg Trockenmasse). Als leicht verfügbare Stickstoff- und Phosphorquelle wurden Ammoniumchlorid ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) und Kaliumdihydrogenphosphat ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) nach dem Schema aus Tabelle 1 in den Boden eingearbeitet, und anschließend wurde das Material ohne weitere Verdichtungsmaßnahmen in die Säulen gefüllt. Das C:N:P-Verhältnis entsprach dem Wert 100:4,5:0,75. Als Kohlenstoffbezugswert wurde 10 g C/kg mT (83,3 % des Gesamtkohlenwasserstoffgehalts) benutzt.

Die Prüfung des Abbaus erfolgte durch ein umfangreiches Analysenprogramm. Im einzelnen kamen zur Anwendung:

- 1) IR-spektroskopische Messung der Kohlenwasserstoffe nach DIN 38409 H18 mit einem Meßgerät der Fa. Pierburg (PW-2) nach Extraktion des Bodens mit Freon.
- 2) Gaschromatographische Bestimmung der LCKW- und BTX-Fraktion.
- 3) GC-FTIR Analysen zur Messung der Abnahme einzelner Schadstoffkomponenten und zur Identifizierung von Metaboliten.
- 4) C-,H- und N-Analyse mittels eines Elementaranalysators.
- 5) Messung des chemischen Sauerstoffbedarfs CSB im Boden in Anlehnung an DIN 38409-H41-1.
- 6) Bestimmung des Glühverlustes nach DIN 38414, Teil 3.
- 7) Messung des  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  und  $\text{PO}_4$ -Gehalts mittels Ionenchromatographie DIN 38405.
- 8) Wassergehalt, pH-Wert, und Leitfähigkeit nach den DIN-Vorschriften DIN 38404.
- 9) Mikrobiologische Erfassung stoffwechselphysiologischer Gruppen auf den Nährmedien TGE-Agar (heterotrophe Bakterien), R2A-Agar (oligocarbophile Bakterien), KW-Agar (KW-oxidierende Bakterien), Pseudomonaden-Agar (Pseudomonaden), Sabouraud-Agar (Hefen und Pilze), sowie Denitrifizierer-Medium (denitrifiz. Mikroorganismen) Die Zusammensetzung der Medien entsprach den Angaben nach Merck, 1980.
- 10) Messung der Esteraseaktivität als Maß für die mikrobielle Gesamtaktivität des Bodens (Obst und Holzapfel-Pschorn 1988, Schürer und Rosswall 1982).



- 11) Messung der CO<sub>2</sub>-Entwicklung als Maß einer aeroben Stoffwechselaktivität; Titration einer 1 N KOH-Vorlage (100 ml) mit 1 N HCl gegen Phenolphthalein.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Ergebnisse des Abbaus von drei Modellkohlenwasserstoffen

Mit der in Abb. 1 dargestellten Modellsäule wurde eine aus 9 Varianten bestehende Versuchsserie durchgeführt. Tabelle 1 zeigt im Überblick die einzelnen Versuchsvarianten. Fünf Ansätze enthielten Boden aus dem kontaminierten Gelände (Ansatz 1-5) und in 4 weiteren Ansätzen (6-9) wurde ein Modellboden aus einem Grundwasserleiter des Segeberger Forstes verwendet. Beide Versuchsböden waren kontaminiert mit jeweils einem Modellkohlenwasserstoff für die Gruppen der n-Alkane, der Isoalkane und der cyclischen Alkane (n-Decan, Pristan und Decalin). Als Kontrolle diente ein Ansatz ohne Zugabe der Modellkohlenwasserstoffe (Nr. 5) und ein autoklavierter Ansatz (Nr.4). Die Ansätze 6-9 enthielten neben den Kohlenwasserstoffen, N-/P-Quelle und Glucose noch Huminsäure und/oder Bentonit.

Tab. 1: Versuchsvarianten Säulenabbauversuch (6 Wochen Abbauzeit)  
\*Ansatz 4 wurde autoklaviert

Ansatz	Nr.	Boden	KW	HS	N/P	Bentonit	Glucose
1		700 g	+	-	-	-	-
2		700 g	+	-	+	-	-
3		700 g	+	-	+	-	+
4		700 g	+	-	+	-	+
5		700 g	-	-	+	-	+
6		700 g Sand	+	-	+	-	+
7		686 g Sand	+	-	+	14 g	+
8		679 g Sand	+	21 g	+	-	+
9		665 g Sand	+	21 g	+	14 g	+

Abbildung 3 zeigt die Kohlenwasserstoffkonzentrationen von n-Decan, cis- und trans-Decalin sowie Pristan in Bodenextrakten nach 6 wöchiger Abbauzeit. Die Einflüsse der verschiedenen Zuschlagstoffe auf den mikrobiellen Abbau von Schadstoffen wurden relativ zum Ansatz 1 (ohne N und P) bewertet. Als auffallendes Versuchsergebnis soll festgehalten werden, daß nur bei dem n-Alkan ein wesentlicher Abbau zu verzeichnen war. Die Konzentrationen des cyclischen Alkans waren bei allen Versuchsvarianten etwa gleichbleibend, die des Isoalkans zeigten nur geringfügige Veränderungen. Dies deutet darauf hin, daß zu diesem Zeitpunkt des mikrobiellen Abbaus verzweigte und cyclische Alkane nur sehr langsam verwertet werden. Bei der Beurteilung der verschiedenen Ansätze beschränken wir uns deshalb im folgenden auf die Beeinflussung des n-Alkan-Abbaus. Ergebnisse von Ansatz 2 zeigten, daß eine zusätzliche Nährstoffversorgung mit

## KW Abnahme Säulenmodelle (6 Wochen Abbauzeit)

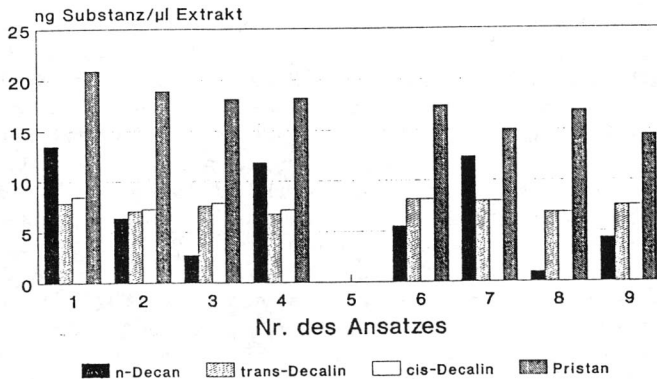


Abb. 3: Kohlenwasserstoffabbau in den Varianten 1-9 (vgl. Tab.1). Konzentrationen der eingesetzten Kohlenwasserstoffe nach 6 Wochen Inkubationszeit sind angegeben in ng Substanz/µl Extrakt.

## Mikrobiologischer KW-Abbau Perkulatorversuche

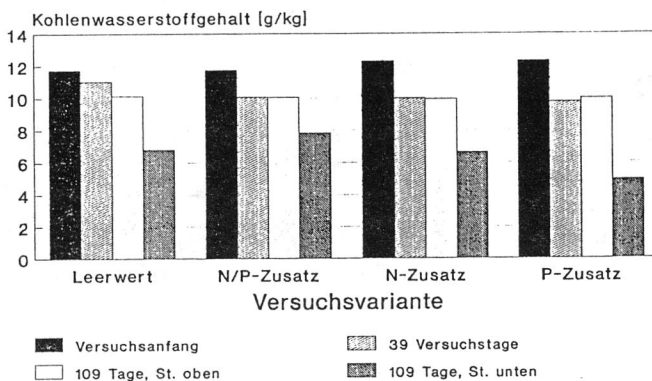


Abb. 4: Kohlenwasserstoffgehalt in den Perkulator-Versuchssäulen nach 39 und 109 Tagen. Der Inhalt der Säulen wurde nach 109 Tagen im oberen und unteren Säulenteil (St. oben/unten) jeweils getrennt analysiert.

leicht verwertbaren N- und P-Quellen eine deutliche Steigerung der Abbauaktivität bewirkte. Die Endkonzentration von Decan hatte sich gegenüber dem Kontrollwert (Ansatz 1) um die Hälfte verringert (52 %). In Ansatz 3 deutete sich an, daß leicht zu verwertende C-Quellen, wie Glucose, eine weitere Steigerung der Abbaugeschwindigkeit bewirken können (Restgehalt von Decan 18 %). Dieser Effekt war allerdings in Ansatz 6 (anderer Versuchsboden) weniger stark ausgeprägt (Restgehalt von Decan 42 %).

In Ansatz 7 wurde deutlich, daß ein erhöhter Tongehalt im Boden eine Hemmung der Abbauaktivität bewirken kann (96 % n-Decan im Vergleich zu Ansatz 1). Hierbei dürften vor allem Adsorptionseffekte eine wesentliche Rolle spielen, die dazu führen, daß die Kohlenwasserstoffsubstrate den Mikroorganismen nicht mehr in genügend hoher Konzentration für eine Verwertung zur Verfügung stehen. Auch lagen die Extraktionsausbeuten für das höhersiedende Pristan in den bentonithaltigen Ansätzen deutlich niedriger als bei den übrigen Säulen (vgl. Ansätze 7 und 9 mit den Ansätzen 6 und 8). Ansatz 8 (8 % Decan-Restgehalt) zeigte, daß die Zugabe von Huminstoffen zu einer deutlichen Erhöhung der Abbauaktivität führte. Den Ergebnissen von Ansatz 9 (32 % Decan-Restgehalt) konnte man entnehmen, daß die Einflüsse von Huminstoffen und Bentonit offensichtlich gegensätzlicher Natur waren. Die möglichen Ursachen für den positiven Einfluß der Huminstoffe auf den Abbau der KW können zum einen in ihrem lösungsvermittelnden Effekt liegen. Es kann jedoch auch sein, daß Huminstoffe deshalb den Abbau stimulieren, weil sie selbst als komplexe organische Substrate zu betrachten sind. Im ersten Fall wären es wohl vor allem apolare Kohlenwasserstoffe, die durch Wechselwirkung mit Huminsäuren mobiler werden und damit Mikroorganismen zum Abbau leichter zur Verfügung stehen. Da Huminstoffe als eine nachliefernde organische Nährstoffquelle zu betrachten sind, könnte man erwarten, daß der Abbau von Schadstoffen auf Dauer positiver beeinflußt wird als durch einfache, leicht verwertbare Nährstoffe. Durch die Zugabe von Huminstoffen kann vermieden werden, daß die Nährstoffquelle an Stelle der Schadstoffe metabolisiert wird. Auch wird ein sprunghaftes Bakterienwachstum mit Bildung von Biomasse erschwert, und die Verstopfung von Transportwegen im Boden wie auch eine unnütze Aufzehrung limitierender Nährstoffe verhindert.

### **3.2 Ergebnisse der Perkolator Versuchssäulen**

Tabelle 2 enthält die 4 Versuchsvarianten der Säulenversuche nach dem Perkolatorprinzip, die sich von den vorher beschriebenen Säulen im wesentlichen dadurch unterscheiden, daß sie ein größeres Volumen aufweisen und statt der im ersten Versuch verwendeten Modellsubstanzen das originäre Schadstoffgemisch aufweisen. Die Gesamtkubationszeit des Versuchs betrug 109 Tage. Einige Parallelen wurden allerdings bereits nach 39 Tagen ausgebaut, um eine zeitliche Entwicklung des mikrobiellen Schadstoffabbaus verfolgen zu können.

Tab. 2: Versuchsvarianten von Perkolator-Säulenversuchen mit Bodenproben eines altölkontaminierten Geländes

Ansatz Nr.	Stickstoffzugabe	Phosphorzugabe
1 (Kontrolle)	---	---
2	+	+
3	+	---
4	---	+

Der Kohlenwasserstoffgehalt des Bodens in den Perkolator-Säulen nahm im Verlauf des Versuchs deutlich ab. Dies ist aus der graphischen Auswertung der Messergebnisse der IR-spektroskopisch erfaßten (DIN H18) KW in Abbildung 4 zu erkennen. Dabei zeigten sich insbesondere nach 39 Tagen zwischen der lediglich belüfteten Kontrolle und den zusätzlich mit Mineraldünger angereicherten Säulenansätzen deutliche Unterschiede. Gegenüber 6 % in der Kontrolle wurde in den Säulenansätzen N/P, N und P eine Kohlenwasserstoffreduktion von 14 %, 18 % und 20 % erreicht.

Nach 109 Tagen kam es in allen Ansätzen zu einem weiteren Rückgang der Kohlenwasserstoffkonzentration. Dieser war jedoch erst dann signifikant, wenn man den Boden vom oberen und unteren Säulenteil getrennt analysierte. Während im oberen Säulenteil gegenüber dem Wert nach 39 Tagen kein weiterer Konzentrationsrückgang beobachtet wurde, wurde in dem Boden des unteren Säulenteils eine bis zu 60 %ige Verminderung des Kohlenwasserstoffgehaltes erzielt. Dieser Effekt war am deutlichsten ausgeprägt in der zusätzlich mit Phosphat versorgten Bodenprobe. Parallel zu den Unterschieden im KW-Gehalt zwischen dem Boden aus dem oberen und unteren Säulenteil wurde im Verlauf des Versuchs im oberen Säulenteil mit zunehmender Versuchsdauer eine immer dunkler werdende Verfärbung des Bodeninhaltes beobachtet, die wahrscheinlich auf eine Sulfidbildung (Sulfatreduktion) zurückgeführt werden kann. Außerdem ergab eine Auswertung der mikrobiologischen Versuche zur Erfassung der Lebendkeimzahlen, daß die Koloniezahlen (CFU-Werte) generell am Versuchsende im unteren Säulenboden um ca. eine Zehnerpotenz höher lagen als im jeweiligen oberen Füllmaterial. Diese Beobachtungen deuten darauf hin, daß die Sauerstoffversorgung den limitierenden Faktor des mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbaus in diesen Versuchen darstellte.

Aus der Literatur ist bekannt, daß ein mikrobieller Kohlenwasserstoffabbau in der Regel zu zahlreichen Zwischen- und Endprodukten führt (Atlas 1984, Filip et al. 1988). Nur im Idealfall kann der Abbau bis zum Stoffwechselendprodukt Kohlendioxid erfolgen. Unter den hier gewählten aeroben Abbaubedingungen stellt eine Oxidation der Kohlenwasserstoffsubstrate mit anschließender Decarboxylierung den normalen Abbauweg dar. Als Stoffwechselprodukte sind daher in erster Linie sauerstoffhaltige Derivate der Kohlenwasserstoffe zu erwarten. Beim mikrobiellen Abbau aliphatischer Kohlenwasserstoffe werden oft organische Mono und Dicarbonsäuren als Zwischenprodukte nachgewiesen (Atlas 1984). Bei der Bildung solcher Verbindungen ist zu erwarten, daß sich in der Abbauphase eine Verschiebung von den apolaren Kohlenwasserstoffen zu mehr polaren Verbindungen ergibt. Aus diesem Grund haben wir bei der Bestimmung des Ge-

samtkohlenwasserstoffanteils zwischen apolaren und polaren Verbindungen unterschieden. Methodisch wurde dabei so vorgegangen, daß der polare Kohlenwasserstoffanteil durch Adsorption an  $\text{Al}_2\text{O}_3$  aus der Probenlösung, die zur Messung des Kohlenwasserstoffgehaltes eingesetzt wurde, entfernt wurde. In der Graphik in Abbildung 5 ist der Quotient Gesamt-KW/apolare KW gegen die Abbauezeit aufgetragen. Die Werte nach 109 Tagen beziehen sich auf die Proben im unteren Säulenteil. Insbesondere die Probe mit der höchsten KW-Degradation zeigte auch den größten Anteil an polaren Verbindungen. Die Verschiebung zugunsten des polaren Anteils war allerdings in den anderen Proben viel schwächer ausgeprägt und muß insgesamt als eher gering bezeichnet werden. Aufgrund dieser Beobachtung ist zu vermuten, daß der mikrobielle Abbau bei vielen Substanzen vollständig bis zu dem erwarteten Endprodukt  $\text{CO}_2$  verläuft.

Diese Annahme wurde durch eine Bilanzierung der im Abluftstrom der Säulen freigesetzten  $\text{CO}_2$ -Menge allerdings nicht bestätigt. Die freigesetzte  $\text{CO}_2$ -Menge war, wie in Abbildung 6 kummulativ dargestellt, zwar in der Säule mit dem größten Abbauerfolg auch am höchsten, sie erreichte jedoch auch in diesem Fall lediglich einen Wert, der nur etwa 1/3 der theoretisch zu erwartenden bzw. zu errechnenden Menge ausmachte. Für eine vollständige  $\text{CO}_2$ -Bilanzierung fehlen allerdings weitere Daten, die Auskunft auch zum Kohlendioxidgehalt des Porenraums im Boden bzw. des Spülwassers erteilen. Darüber hinaus wurde der in der Mikrobenmasse immobilisierte C-Ge-halt nicht bestimmt.

Eine mögliche Ursache für eine Diskrepanz zwischen freigesetzter  $\text{CO}_2$ -Menge und Verminderung des KW-Gehaltes könnte aber auch in Ausgasungs- und Auswascheffekten von leicht flüchtigen und gut wasserlöslichen Substanzen liegen. Aus diesem Grund wurden die Aktivkohlefilter des Luftabstromes und das Spülwasser ebenfalls stichprobenhaft auf Kohlenwasserstoffe untersucht. Dabei wurden allerdings keine Anhaltspunkte für ein nennenswertes Entweichen von Kohlenwasserstoffen auf diesen Wegen gefunden.

Die experimentellen Daten der Bestimmungen von CSB, Glühverlust, Lebendkeimzahl, Esteraseaktivität und des Ionengehaltes, welche an dieser Stelle nicht detailliert gezeigt werden, passen sehr gut in das Bild des registrierten Kohlenwasserstoffabbaus. Es ergaben sich folgende Befunde:

Die Meßwerte der CSB- und Glühverlustbestimmung belegten eine generelle Abnahme organischer Substanz im Säulenfüllmaterial während der Versuchsdauer. Bei Betrachtung des Glühverlustes zeigte sich in Ansatz P gegenüber der Kontrolle allerdings nur eine geringfügig stärkere Verminderung der organischen Masse.

Die Messungen der Ammonium-, Nitrat-, Nitrit- und Phosphationen zeigten, daß alle zugesetzten Mineralnährstoffe innerhalb des Versuchszeitraums vollständig verbraucht wurden.

Bei den Koloniezahlen war nach sechswöchiger Versuchsdauer für die Medien TGE-, R2A- und KW-Agar eine deutliche Erhöhung der CFU-Werte um etwa 1 Zehnerpotenz nachzuweisen. Bis zum Versuchsende blieben diese Werte dann annähernd unverändert. Bei den Hefen und Pilzen zeigten sich nach 6 Wochen keine zahlenmäßigen Veränderungen; erst am Versuchsende wurde hier eine Erhöhung um ca. eine Zehnerpotenz

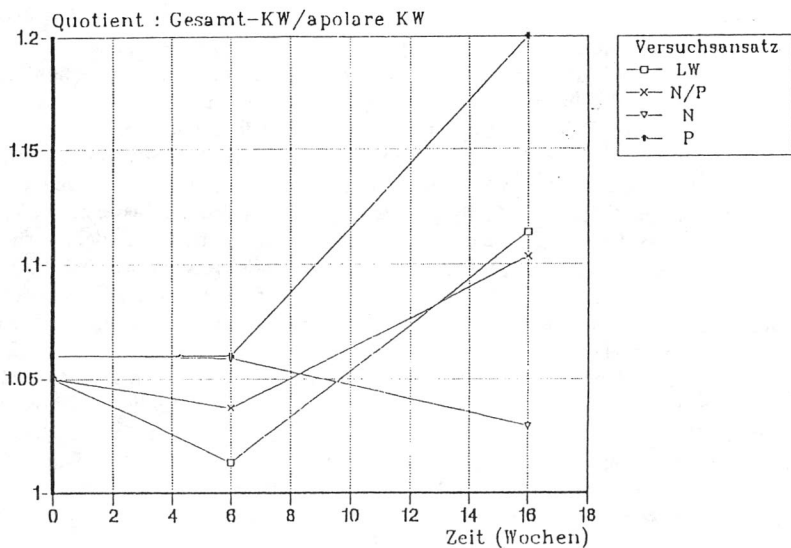


Abb. 5: Gesamtkohlenwasserstoffe/apolare Kohlenwasserstoffe

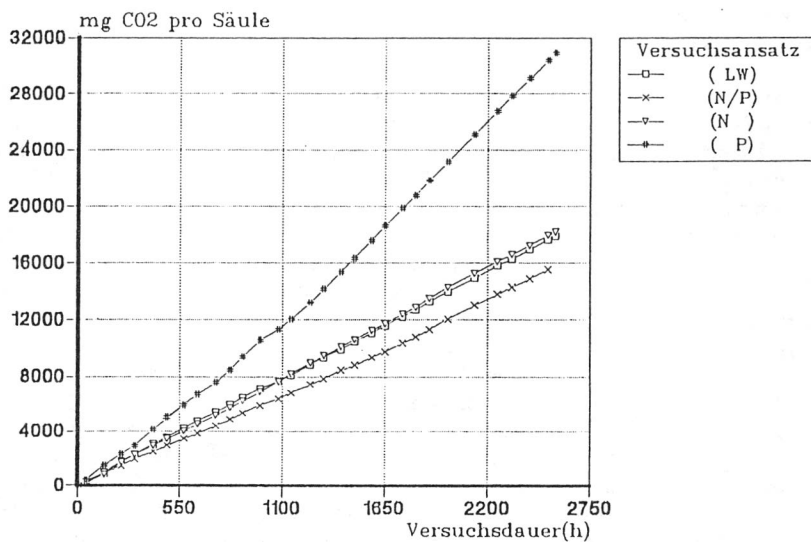


Abb. 6: Kumulative Darstellung der im Abluftstrom der Perko-lator-Säulenversuche freigesetzten CO<sub>2</sub>-Menge

festgestellt. Die Pseudomonaden-Entwicklung ließ keine eindeutige Tendenz erkennen und die Zahl der denitrifizierenden Mikroorganismen nahm im Verlauf des Versuchs ab.

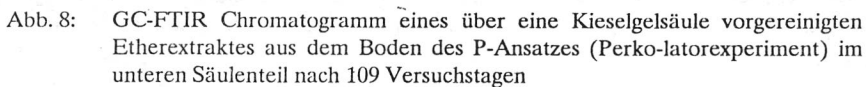
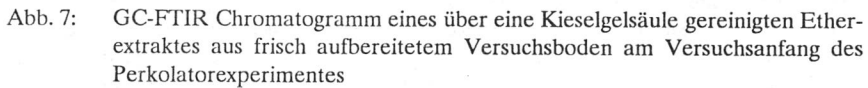
Die Esteraseaktivität war nach 39 Tagen um mehr als das Doppelte erhöht und fiel am Versuchsende (109 Tage) wieder leicht nach unten ab.

Die Abbildungen 7 und 8 zeigen GC-FTIR Chromatogramme eines über Kieselgel gereinigten Etherextraktes aus dem frisch aufbereiteten Boden am Versuchsanfang (Abb. 7) im Vergleich zu dem am stärksten biodegradierten Boden nach 109 Tagen im unteren Teil des P-Ansatzes (Abb. 8). Die aliphatischen Kohlenwasserstoffe der n-Alkanreihe sind in den Chromatogrammen als regelmäßig wiederkehrende scharfe intensive Peaks zu erkennen, deren Intensität mit zunehmender Retentionszeit (zunehmende C-Kettenlänge) abnimmt. Die Konzentration dieser Stoffe nahm, wie schon optisch leicht zu erkennen ist, im Verlauf des Versuchs ab. Allerdings waren auch am Versuchsende noch immer n-Alkane vorhanden.

Deutlich zu erkennen in den Chromatogrammen ist ein nur schlecht oder auch nicht aufgelöster Chromatographiebereich (NKG) oberhalb einer Retentionszeit von etwa 20 Minuten. Bei geeigneter Probenvorbereitung kann man mit Hilfe der GC-FTIR Spektroskopie zeigen, daß mindestens 50 % dieses Gemisches ebenfalls aus Kohlenwasserstoffen besteht, welche aus dem Altöl stammen. Dieses sind im einzelnen langkettige n-Alkane mit Kettenlängen von C25-C35, verzweigte Alkane (wie z.B. Pristan und Phytan), sowie cyclische gesättigte und aromatische Kohlenwasserstoffe.

Da auch die im Verlauf eines mikrobiologischen Stoffwechsels von Kohlenwasserstoffen gebildeten Metabolite in dieser Region des Chromatogramms liegen, wurden weitere rein qualitativ analytische Versuche zur Identifizierung solcher Substanzen unternommen. Dabei wurden in erster Linie verschiedene Probenvorbereitungstechniken angewendet. Neben verschiedenen Lösungsmitteln zur Extraktion des Bodens (Diethylether, Aceton, Hexan, Pentan) kamen Säulen- und Dünnschichtchromatographische Methoden an Kieselgel- und Aluminiumoxidmaterialien zur Anwendung. Ein Hauptziel dieser Probenvorbereitung war die Auftrennung des Originalextraktes in saure und neutrale Bestandteile. Aufgrund der komplexen Zusammensetzung der Bodenextrakte wurde methodisch immer ein direkter Vergleich mit der Kontrolle des kontaminierten Bodens am Versuchsanfang durchgeführt. Jeder als Einzelsubstanz aufgelöste Peak des Gaschromatogramms wurde mit Hilfe der GC-FTIR Technik, wo die FTIR-Spektroskopie im "on line" Betrieb gekoppelt ist mit dem Gaschromatographen, untersucht. Von jedem einzelnen Peak des Chromatogramms liegt somit ein komplettes Gasphasen-IR-Spektrum vor, das zwecks Identifizierung der Substanz mit einer Gasphasenspektrenbibliothek verglichen wurde.

Neben den bereits angesprochenen Kohlenwasserstoffen im Bereich des nicht weiter aufgelösten komplexen Gemisches (NKG) in Abb. 7 und 8 wurden auf diese Weise folgende Substanzen identifiziert: Fettsäuren, die wahrscheinlich aus der Biomasse des Bodens stammen, verschiedene organische Keto- und Hydroxysäuren, die z.T. aus dem Versuchsboden zugesetztem Rindenmulch herrühren und teilweise aber auch Abbauprodukte der Kontaminanten darstellen. Zu dieser Substanzklasse zählen auch einfache aromatische Säuren (Benzoessäure, Phthalsäure, etc.), deren Konzentrationen im Verlauf des Versuchs zunahmen. Diese Substanzgruppe kann mikrobiell aus Alkylbenzolen, po-





lycyclichen aromatischen Kohlenwasserstoffen oder Weichmachern (Phthalsäureestern) gebildet werden. Außerdem wurden Vertreter der polychlorierten Biphenyle sowie der polykondensierten Aromaten nachgewiesen.

## 4 Diskussion

Die mikrobielle Verwertung von Kohlenwasserstoffen in einer Bodenmatrix stellt einen komplexen Prozeß dar, an dem unterschiedliche Mikroorganismen mit verschiedenen Stoffwechselwegen beteiligt sein können. Die Zusammensetzung der autochthonen Mikroflora, die physikalisch-chemischen Zustandsparameter (pH-Wert, Temperatur, Feuchte usw.), die mineralogischen und hydrogeologischen Verhältnisse des Bodens, sowie Art und Konzentration der vorhandenen Nährstoffe sind Faktoren, die dabei berücksichtigt werden müssen.

Die in diesem Artikel beschriebenen Laborexperimente können zwangsläufig nur einen kleinen Teil der Beurteilungskriterien zu den Erfolgsaussichten einer biologischen Sanierung abdecken. Und doch ist es möglich, zu einigen relevanten Fragen Stellung zu beziehen und einer Lösung näher zu kommen.

Die beiden Versuche bestätigen, daß Kohlenwasserstoffe unter aeroben Bedingungen als Nährsubstrate von Bodenmikroorganismen verwertet werden. Dabei spielt es offensichtlich keine Rolle, ob die hier als Schadstoffe vorkommenden Verbindungen als Einzelsubstanzen oder als Komponenten eines komplexen Gemisches angeboten werden. In Abhängigkeit der molekularen Struktur der Kohlenwasserstoffe wurden langkettige unverzweigte Verbindungen deutlich leichter und rascher abgebaut als verzweigte oder cyclische. Insbesondere bei den Perkolatorversuchen zeigte sich, daß der mikrobielle Schadstoffabbau in erster Linie durch die Sauerstoffversorgung limitiert wurde. Trotz kontinuierlicher Belüftung wurden am Ende des Versuchs deutliche Unterschiede zwischen dem unteren und oberen Säulenfüllmaterial festgestellt. Sie betrafen nicht nur den Kohlenwasserstoffgehalt, sondern auch Koloniezahlen, CSB-Werte, Glühverlust und die Esteraseaktivität. Im oberen Säulenteil mit höherem Kohlenwasserstoffgehalt färbte sich der Boden zunehmend schwarz, was auf eine Sulfatreduktion also auf anaerobe Verhältnisse hindeutet. Hier stagnierte der Kohlenwasserstoffabbau bei einem Wert, der im Verlauf des Versuchs bereits nach 39 Tagen erreicht worden war.

Die erste Stufe des aeroben Abbaus eines Kohlenwasserstoffes ist bei mehreren Stoffwechselwegen eine Oxidation des KW-Substrats zu einem Alkohol, der bis zur entsprechenden Carbonsäure (Fettsäure), weiter oxidiert wird. Die Carbonsäuren können einem weiteren Abbau unterliegen oder auch direkt in die Mikrobe Biomasse eingebaut werden. Auch die Oxidation eines Alkans zu einer Dicarbonsäure ist möglich, spielt jedoch gegenüber einem monoterminalen Angriff nur eine untergeordnete Rolle. Dieser Abbauweg wird deutlich häufiger bei verzweigten Kohlenwasserstoffen beobachtet. Unabhängig davon, welches Enzymsystem bei der primären Oxidation beteiligt ist (z.B. Monooxygenase oder Dioxygenase), ist molekularer Sauerstoff als Elektronenakzeptor fast immer ein essentieller Bestandteil der Reaktion. Für den vollständigen Abbau eines Alkans zu  $\text{CO}_2$  und Wasser wird stöchiometrisch die 3,4-3,5 fache Masse an Sauerstoff

benötigt. Der tatsächliche biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) liegt allerdings erheblich niedriger, da im Verlauf eines Kohlenwasserstoffabbaus auch Metabolite gebildet werden, die identisch sind mit Produkten aus der zellulären Biosynthese und die ohne weiteren Abbau in die Biomasse eingehen (Chiang et al. 1989). Die "unvollständige"  $\text{CO}_2$ -Freisetzung geht mit dieser Erscheinung einher. Abweichend vom stöchiometrischen sowie biochemischen Sauerstoffbedarf erfordert ein Abbauxperiment mit Kohlenwasserstoffen in einer Bodenmatrix meist eine höhere Konzentration des Elektronenakzeptors. Empirisch ermittelte Werte aus der Literatur geben je nach verwendetem Elektronenakzeptor die 3-7 fache Masse des Kohlenwasserstoffgehaltes als Sauerstoffbedarf an (z.B. Barends, Bochem 1990, Goclik et al. 1990). Dieser Wert sollte allerdings für jeden Sanierungsfall neu ermittelt werden.

Der in dem Abbauersuch 'originäres Schadstoffgemisch' eingestellte Sauerstoffeintrag entsprach einem ungefähren Wert der 3,5 fachen Masse des Gesamtkohlenwasserstoffgehaltes. Dieser Wert erwies sich eindeutig als zu niedrig. In weiteren Versuchen soll die Sauerstoffversorgung erhöht werden. Als Ursache der Sauerstofflimitierung können abiotische Faktoren, wie z.B. die Oxidation von Eisen(II)- und Mangan(II)-Verbindungen im Boden oder auch eine ungenutzte Passage des Sauerstoffs durch die Bodenmatrix angenommen werden.

Von den verschiedenen Versuchsvarianten zeigte der nur mit Phosphat versorgte Ansatz die höchste Abbauleistung. Dieses Ergebnis im Vergleich zu anderen Versuchsanordnungen, welche zusätzlich oder alternativ zu Phosphat noch eine Stickstoffquelle enthielten oder als Kontrolle lediglich belüftet wurden, kann nicht ursächlich erklärt werden.

Das Experiment mit den "Scheidetrichter-Modellsäulen" zeigte, daß ein hoher Tonanteil im Boden (Bentonit) einen mikrobiellen Abbau von Kohlenwasserstoffen wahrscheinlich durch Adsorptionseffekte hemmt. Huminstoffe hingegen stimulieren den KW-Abbau. Lösungsvermittelnde Eigenschaften können dabei eine Rolle spielen. Darüber hinaus können Huminstoffe als eine nachliefernde komplexe organische Nährstoffquelle das Bakterienwachstum moderat fördern. Einfache organische C-Quellen wie Glucose können den Abbau ebenfalls fördern, sind allerdings aufgrund möglicher Nebeneffekte, wie bereits erwähnt, kritischer zu bewerten. Stickstoff- und Phosphatzugaben fördern den Abbau von Kohlenwasserstoffen.

In beiden Experimenten wurde eine originale Bodenmatrix aus dem kontaminierten Gelände verwendet. Das Bodenmaterial aus der ungesättigten Zone einer 4-6 m mächtigen grundwasserführenden Flußterasse aus Kies und Sand ist typisch für das Gelände und eine evtl. mikrobiologische in situ Sanierung müßte in dieser Matrix durchgeführt werden. Beurteilt man den Abbauerfolg der Kohlenwasserstoffe vor diesem Hintergrund, dann wird klar, daß eine mikrobiologische Sanierung des größten Teils der Schadstoffkomponenten zwar möglich erscheint, daß ihre Durchführung jedoch einen langen Zeitraum in Anspruch nehmen würde. Nach Abschluß einer solchen Sanierungsmaßnahme wäre weiterhin mit einer Restbelastung zu rechnen. Selbst unter den nahezu idealen Laborbedingungen konnte in den Versuchszeiträumen kein vollständiger Abbau auch nur einer Schadstoffkomponente beobachtet werden.

Die sehr frühzeitig eintretende und stark ausgeprägte Sauerstofflimitierung stellt hohe Anforderungen an die Verfahrenstechnik einer eventuellen biologischen Sanierung. Eine

zentrale Versorgung mit adäquaten Sauerstoffmengen an einzelnen Punkten ist offensichtlich nicht ausreichend für den mikrobiellen Kohlenwasserstoffabbau. Ob hier eine Verwendung anderer Sauerstoffträger, wie z.B. von  $H_2O_2$  oder  $NO_3$  andere Ergebnisse bringen würde, kann z. Zt. nicht beantwortet werden (siehe dazu auch Riss 1988, Baren-schee u. Bochem 1990).

Die parallele Benutzung eines sehr ähnlich zusammengesetzten Bodenmaterials in den "Scheidetrichter Versuchen" zeigte ähnliche Abbasureistungen wie das originäre Material. Daraus läßt sich der Schluß ziehen, daß eine geringfügige Änderung in der Zusammensetzung der Bodenmatrix ohne großen Einfluß auf die mikrobielle Verwertung der Kohlenwasserstoffe bleibt. Anders hingegen verhält es sich mit einer Beurteilung der vorhandenen Kontaminanten und ihres Abbauerfolges. Obwohl die in den Experimenten verwendeten Kohlenwasserstoffe in weiten Teilen den originären Schadstoffen entsprechen, hängt ein Abbauerfolg doch sehr stark von der Konzentration und dem Spektrum der Schadstoffkomponenten sowie von dem Vorhandensein und Aktivitäten der Mikroorganismen ab. Die Versuche werden fortgesetzt, um der Lösung der noch offenen Fragen näher zu kommen.

## 5 Literatur

- Atlas, R.M., Petroleum Microbiology, Macmillan Publishing Company, New York, 1984
- Baren-schee, E.-R., P. Bochem: Laboruntersuchungen zur In-situ-Bodensanierung mit Wasserstoffperoxid; WLB Wasser, Luft und Boden 11/12, 85-89 (1990)
- Chiang, C.Y., J.P. Salanitro, E.Y. Chai, J.D. Colthart, C.L. Klein: Aerobic Biodegradation of Benzene, Toluene, and Xylene in a Sandy Aquifer - Data Analysis and Computer Modeling, Ground Water, 1989, 27, S.823-834
- Fiedler, H.J., F. Hoffmann, H. Schmiedel: Die Untersuchung der Böden, Verlag T. Steinkopff, Dresden/Leipzig, pp. 188-190 (1964)
- Filip, Z. (Hrsg.): Biotechnologische In-situ-Sanierung kontaminierter Standorte, Schr.-Reihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 80, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, (1988)
- Filip, Z., A. Geller, B. Schiefer, H.-J. Schwefer, G. Weirich: Untersuchung und Bewertung von in situ biotechnologischen Verfahren zur Sanierung des Bodens und des Untergrundes durch Abbau petrochemischer Altlasten und anderer organischer Umweltchemikalien, Forschungsbericht 1440456 - PROBIOTEC/Bundesgesundheitsamt-WaBoLu, Hrsg. BMFT, Projektträger Umweltbundesamt "Abfallwirtschaft und Altlastensanierung", (1988)

Goclik, E., R. Müller-Hurtig, F. Wagner: Influence of the glycolipidproducing bacterium *Rhodococcus erythropolis* on the degradation of a hydrocarbon mixture by an original soil population; *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 34, 122-126 (1990)

Hollerbach, A.: Biodegradation von Ölen, in: *Grundlagen der organischen Geochemie*, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 1985

Merck, E.: *Handbuch Nährböden*, Merck, Darmstadt, 1980

Obst, U., A. Holzapfel-Pschorn: *Enzymatische Tests für die Wasseranalytik*, R. Oldenburger Verlag, München, 1988

Riss, A.: *Mikrobiologische Untersuchungen über wesentliche Faktoren des subterrestrischen Altlastenabbaus bei Einsatz von Nitrat als terminalem Elektronenakzeptor*, Dissertation, Homburg, (1988)

Schürer, J., T. Rosswall: Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter, *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1256-1261 (1982)



# **Punkt- und Flächenkontaminationen durch PCDD/PCDF in den Böden eines Ballungsraums am Beispiel Hamburgs**

*P. Friesel und S. Sievers*

## **1. Einleitung**

Hamburg ist einerseits Großstadt, Handelszentrum und alte Industriestadt, andererseits liegen im Stadtgebiet wichtige Gemüse- und Obstanbaugebiete, außerdem dienen zahllose Haus- und Kleingärten der Eigenversorgung. Heutige Nutzungsansprüche an hochwertige Wohnumgebung, insbesondere für Kinder, sowie private und gewerbliche Nahrungspflanzenenerzeugung treffen in einigen Bereichen der Stadt auf groß- und kleinräumige Flächenkontaminationen aus Bodennutzungen und Emissionen in Vergangenheit und Gegenwart (zumeist allerdings Altlasten).

Seit den Dioxinfunden auf der Deponie Georgswerder und der Schließung des hiesigen Werkes der Firma Boehringer-Ingelheim 1984 kommt in Hamburg der Bodenbelastung durch polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF) aus Behörden-sicht und in der Öffentlichkeit eine besondere Bedeutung zu. Entsprechend intensiv sind die hamburgischen Untersuchungs- und Sanierungsprogramme, die vielfach für die Bundesrepublik Pioniercharakter hatten und noch haben (Sanierung der Deponie Georgswerder und des Betriebsgeländes der Firma Boehringer, epidemiologische Studien u.a. an der Boehringer-Belegschaft usw.).

In diesem Beitrag soll der Versuch unternommen werden, die Bodenbelastungssituation durch PCDD/PCDF in Hamburg anhand neuerer Ergebnisse zu schildern und mögliche Konsequenzen zur Diskussion zu stellen.

Denkbare Maßnahmen zur Sanierung und/oder Expositions-minderung bei Bodenkontaminationen sind

### **1. standortbezogene Maßnahmen:**

- Sanierung durch Schadstoffentfernung und -beseitigung
- Einkapselung
- Verdünnung (Tiefpflügen)

-Nutzungsempfehlungen/-einschränkungen/-verbote

### **2. quellenbezogene Maßnahmen:**

- anlagenbezogene Maßnahmen
- produktorientierte Maßnahmen

Hierbei ist zu bedenken, daß die jeweils möglichen Handlungsalternativen von der flächenhaften Ausdehnung der Kontamination abhängen und daß -jedenfalls bei Maßnahmen im Vorsorgebereich- die Angemessenheit zwingend geprüft werden muß.

Es ist daher unbedingt erforderlich, Art und Umfang von Bodenkontaminationen zu charakterisieren, das jeweilige Gefährdungspotential zu bewerten, zur Gefahrenabwehr kurzfristig geeignete Maßnahmen zu ergreifen und vorsorgend angemessene Minimierungsstrategien einzuleiten. So wünschenswert eine Null-Exposition auch ist, gerade bei den PCDD/PCDF ist deren Unmöglichkeit deutlich. Vielmehr stellt sich hier die Frage nach sinnvollen Vorsorgestrategien, die an den wesentlichen Belastungspfaden ansetzen und die in der Verwaltungspraxis umsetzbar sind. In diesem Zusammenhang ist auch die Forderung nach einer Festlegung von Höchstmengen für PCDD/PCDF zur Verringerung der Nahrungsmittelbelastung zu sehen.

Diese Überlegungen beziehen sich auf den Umgang mit vorhandenen Dioxinkontaminationen; wesentlich ist aber, zukünftige Belastungen zu verhindern. Von der Hamburger Umweltbehörde wurde daher für den Emissionsbereich eine Erhebung der Ist-Situation durchgeführt und eine Verminderungsstrategie erarbeitet (UMWELTBEHÖRDE HAMBURG 1991). Wesentliche Emissionsdaten sind in Tab. 1 zusammengefaßt. In dieser Untersuchung werden als weitere z. Z. noch nicht quantifizierbare Quellen genannt: Rußherstellung, Aluminiumherstellung, Verbrennung von Deponie- und Klärwerksgasen, Vulkanisation, Kunststoff-, insb. PVC-Verarbeitung, Raffinerien, Sekundäraluminiumschmelzen, Anodenherstellung, Feuerverzinkereien, Großfeuerungsanlagen, Spanplattenverbrennung, Hausbrand, Verwehungen (Altlasten, Baggergut, Klärschlamm) sowie Quellen, die nicht durch emissionsmindernde Maßnahmen regulierbar sind, d. h. beispielsweise Brände.

Tab. 1: Quellenerhebung, Schätzwerte und Prognosen zu jährlichen Emissionen von Dioxinen und Furanen in die Luft in Hamburg in ITEQ nach NATO/CCMS (UMWELTBEHÖRDE HAMBURG 1991)

	1988/90	1994/96
MVAs (insgesamt)	6 g	0,4 g
MVA I	1,6 g	0,16 g
MVA II	3,3 g	0,165 g
AVG	1 g	0,05 g
Prometheus (1991-93)		0,022 g
Metallerzeugung		
Kupfer	1,4 g	
Stahl	0,2 g	
Kraftfahrzeuge	0,5 g	
Sonstige		
Krematorien	0,0003 g	
Räuchereien	0,0003 g	
Kabelabbrennanlagen	entfällt	

## 2. Kleinräumige Belastungen

Unter kleinräumigen Bodenbelastungen werden hier durch Punktquellen verursachte Verunreinigungen von bis zu einigen Hektar verstanden, für die -jedenfalls prinzipiell- eine Sanierung z. B. durch Bodentausch oder eine Sicherung durch ein Bauwerk möglich ist.

### 2.1 Altablagerungen

In Tab. 2 sind ausgewählte Daten zu einigen PCDD/PCDF-kontaminierten Altablagerungen in Hamburg zusammengestellt.

Tab. 2: Ausgewählte Analysenergebnisse von Hamburger Altablagerungen (Maximalwerte)			
Altablagerung	2.3.7.8-TCDD µg/kg	PCDD/PCDF µg/kg	sonst. Kontam. mg/kg
Deponie Muggenburger Str.	200	3670	HCH: 182 000
Deponie Kirchsteinbek	2,8	67,2	Chlorphenole: 111
Kippe Moorfleeter Brack	874	1229	HCH: 394 200
Ochsenwerder Landscheideweg	0,9	491	HCH: 9140

Für diese Altablagerungen sind Sanierungsmaßnahmen eingeleitet bzw. in Vorbereitung. Hierbei sind die PCDD/PCDF jeweils von untergeordneter Bedeutung, da die Sanierungen vor allem wegen des grundwassergefährdenden Potentials der sonstigen Altablasterinhaltsstoffe erforderlich sind. Einen Sonderfall bildet die Deponie Georgswerder, aus der seitlich PCDD/PCDF-belastete Sickeröle austreten, die im µg/kg-Bereich mit 2.3.7.8-TCDD verunreinigt sind.

Die in dieser Arbeit aufgeführten Ergebnisse stammen aus der Zeit des Überganges von der Berechnung der toxischen Äquivalente (TEQ) nach UBA/BGA zur Berechnung nach NATO/CCMS (ITEQ); seit kurzem werden hier i. d. R. letztere angewandt. Bei den im folgenden vorgestellten Messungen sind die durch die Berechnungsmodelle auftretenden Unterschiede -jedenfalls aus naturwissenschaftlicher Sicht- vernachlässigbar.

### 2.2 Kontaminierte Betriebsgelände

Das Gelände eines ehemaligen Hamburger Werkes zur Produktion von Organochlor-pestiziden (HCH, Lindan, 2.4.5-T, Bromophos) ist hoch mit HCHs, Chlorbenzolen und -phenolen sowie PCDD/PCDF belastet (s. Tab. 3). Die Boden- und Grundwasserkontaminationen wurden gründlich untersucht. Mit der Sanierung wurde begonnen. Abfälle dieses Werkes sind mit hoher Wahrscheinlichkeit für die unter 2.1 aufgeführten CKW-Verunreinigungen ursächlich (SIEVERS und FRIESEL 1989).



Tab. 3: Untergrundverunreinigungen auf dem Gelände eines ehemaligen Chlorpestizidwerkes (Maximalwerte)		
	Boden	Grundwasser
HCH	100 g/kg	7,8 mg/l
Chlorbenzole	60 g/kg	157 mg/l
Chlorphenole	9 g/kg	5,2 mg/l
2.3.7.8-TCDD	9000 µg/kg	---

### 2.3 Nahbereiche von Punktemissionsquellen

Im Bereich einer Kabelverbrennungsanlage wurden 1989/90 Bodenuntersuchungen u.a. auf PCDD/PCDF mit den in Tab. 4 dargestellten Ergebnissen vorgenommen. Der Kabelabbrand in dieser Anlage wurde 1989 untersagt. Die Proben Nr. 1 und 2 liegen nahe dem theoretischen Immissionsmaximum der Anlage in weniger als 1 km Entfernung.

Da dieses Gebiet randlich zu einem größeren Industriegebiet im Südosten Hamburgs gelegen ist, in dem sich u.a. eine MVA, eine weitere Abfallverbrennungsanlage und eine große Kupferraffinerie mit Altmetallverarbeitung befinden und das zudem von mehreren Autobahnen durchzogen wird, läßt sich kaum mit Sicherheit beweisen, daß die Kabelverbrennungsanlage Ursache der erhöhten Meßwerte ist (zur großräumigen Situation im Südosten Hamburgs s. unter 3.).

Tab. 4: PCDD/PCDF-Belastungen in Böden in der Umgebung eines Kabelabbranders (Probenahmetiefe: 0-5 cm)(TEQ nach UBA/BGA)			
Probe Nr.	Nutzung	Richtung vom Werk	PCDD/PCDF TEQ in ng/kg
1	Busch	NO	116
2	keine (Gras)	NO	108
3	Rasen	NW	27
4	Acker	O	23
5	Gras	O	27
6	Grünkohl	O	43
7	Grünkohl	O	43
8	Gänseweide	O	39
9	Sportplatz	NO	7

## 2.4 Bauwerke aus kontaminierten Materialien

In der Vergangenheit wurden belastete Reststoffe als Baumaterialien im Straßen- und Wegebau eingesetzt. Das hat insbesondere bei empfindlichen Nutzungen, z. B. Kinderspielplätzen, zu erheblichen Untersuchungs- und Sanierungsbedarfen geführt. Zu berücksichtigen ist bei diesem Kontaminationstyp, daß es sich um Bauwerke, nicht um kontaminierte Böden im klassischen Sinne, mit entsprechenden Konsequenzen für die Beprobung handelt.

Durch Bodenuntersuchungen auf u. a. PCDD/PCDF im Rahmen der UVP für eine geplante MVA wurde eine auffällige PCDD/PCDF-Belastung eines Kinderspielplatzes entdeckt. Die daraufhin eingeleiteten Überprüfungen aller städtischen Kinderspielplätze und Analysen der aus verdächtigen Materialien gebauten Platzdecken erbrachten die in Tab. 5 zusammengestellten Ergebnisse.

Soweit bekannt, sind diese Kontaminationen durch die Beimengung von Flugaschen/Filterstäuben aus MVAs verursacht, die anscheinend bis etwa 1980 zur Verbesserung der physikalischen Eigenschaften von wassergebundenen Decken (üblicherweise ca. 2 cm mächtige Auflagen auf gröberen Schlacken im Platz- und Wegebau) gängige Praxis war.

Die Plätze mit mehr als 100 ng/kg TEQ nach BGA/UBA wurden sofort gesperrt und kurzfristig saniert.

An diesem Wertekollektiv lassen sich einige statistische Zusammenhänge zeigen. So bestehen Korrelationen zwischen den PCDD/PCDF und den (unter MVA-Bedingungen häufigen und gleichzeitig flüchtigen) Schwermetallen Cadmium und Zink (weniger zu Blei) in dem Sinne, daß bei geringen Metallgehalten auch geringere Dioxingehalte auftreten, weil beide aus derselben Quelle kommen (vgl. Abb. 1-3). Andererseits brauchen nicht alle metallbelasteten Materialien auch dioxinbelastet sein. Die Qualität dieser Korrelation ist allerdings auch bei diesen relativ einheitlichen Baustoffen nicht hinreichend, um die Metalle als screening-Parameter in Bezug auf Dioxinuntersuchungen einzusetzen.

Weiterhin wird deutlich, daß bei diesem Kontaminationstyp PCDF und TEQ sowie TEQ (jeweils nach BGA/UBA) und Summe der acht PCDD/PCDF nach Gefahrstoffverordnung gut korrelieren (vgl. Abb. 4-5). In der Konsequenz kann hinterfragt werden, ob es sinnvoll ist, zwei unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe festzulegen, nämlich einerseits nach toxischen Äquivalenten beispielsweise im Immissionsschutzrecht, andererseits im Chemikalienrecht nach Summe ausgewählter PCDD/PCDF. Letzteres soll auch bei der geplanten Dioxinverordnung fortgeführt werden.

## 2.4 Bewertung der Punktverunreinigungen

Je nach Nutzung werden in Hamburg bei den hierfür jeweils vom BGA vorgeschlagenen Schwellenwerten (100/1000/10 000 ng/kg TEQ) standortspezifische Maßnahmen, in der Regel Sanierungen, eingeleitet. Bewertungsprobleme existieren meist nicht. Lediglich die Abgrenzung der Nutzungen "Siedlung" und "Kinderspielfläche" ist unklar.

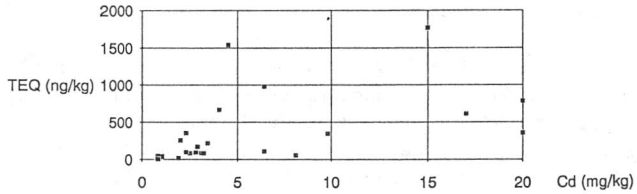


Abb. 1: Toxische Äquivalente als Funktion der Gehalte an Cadmium (n = 31)

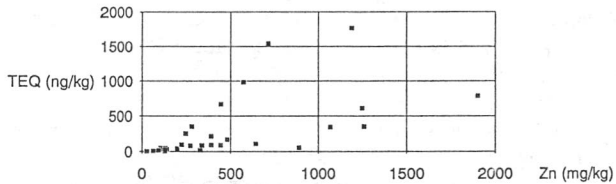


Abb. 2: Toxische Äquivalente als Funktion der Gehalte an Zink (n = 31)

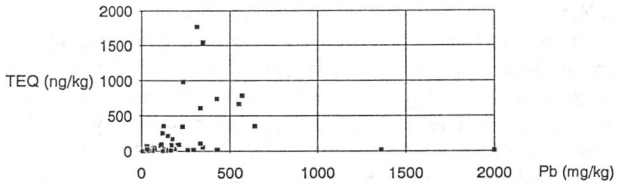


Abb. 3: Toxische Äquivalente als Funktion der Gehalte an Blei (n = 31)

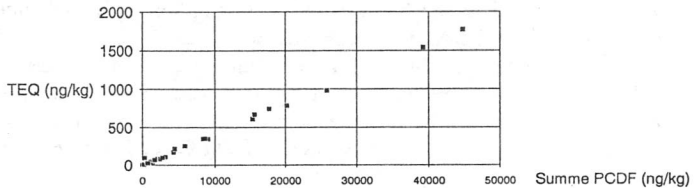


Abb. 4: Toxische Äquivalente als Funktion der Summe der Furane (n = 31)

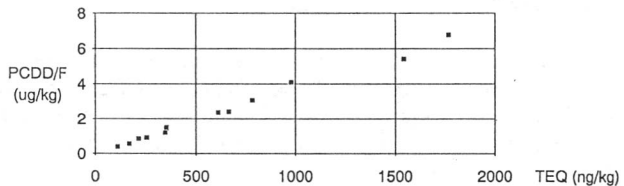


Abb. 5: PCDD/PCDF-Gehalte nach Gefahrstoffverordnung als Funktion der TEQ (n = 13)

Tab.5: Gehalte an PCDD/PCDF und ausgewählten Schwermetallen in wasser- gebundenen Decken städtischer Kinderspielplätze (TEQ nach UBA/BGA)

	Dioxin Labor	PCDD ng/kg	PCDF ng/kg	TEQ ng/kg	GefStV mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
1	USL	37918	44792	1768	6,778	15,00	78	17	312	1190
2	Hag.	25240	39230	1542	5,411	4,50	199	34	344	713
3	Hag.	21980	25870	979	4,085	6,40	66	50	236	573
4	Hag.	24230	20230	783	3,068	20,00	118	28	568	1900
5	Hag.	14010	15570	665	2,409	4,00	76	92	552	442
6	USL	23923	15328	610	2,363	17,00	74	18	331	1250
7	Hag.	10960	8600	354	1,482	20,00	121	46	638	1260
8	Hag.	7760	8410	351	1,424	2,30	22	22	120	281
9	USL	15769	8982	345	1,196	9,80	67	28	233	1070
10	USL	10879	5906	254	0,900	2,00	64	16	115	246
11	Hag.	7720	4470	216	0,845	3,40	32	9,7	145	387
12	USL	7624	4326	170	0,555	2,90	194	24	173	480
13	Hag.	3802	3121	109	0,385	6,40	85	29	331	642
14	Hag.	3413	2694	98		2,30	41	16	108	223
15	Hag.	3570	2970	92		2,80	67	22	212	387
16	Hag.	5020	2148	88		3,10	69	18	206	441
17	Hag.	2950	2340	83		3,20	53	12	167	335
18	Hag.	2672	2009	82		2,50	56	28	104	273
19	Hag.	1759	1412	55		8,10	107	41	343	890
20	Hag.	1891	1250	48		0,80	108	22	65	100
21	USL	2149	1126	44		<0,8	63	17	57	198
22	USL	1590	1186	41		0,99	45	31	53	129
23	Hag.	1436	924	30		<0,8	97	17	187	137
24	Hag.	1216	692	29		0,89	35	31	68	127
25	USL	972	675	28		<0,8	70	54	26	103
26	Hag.	664	565	20		1,90	735	34	294	326
27	USL	4809	346	15		<0,8	30	17	12	89
28	USL	703	428	12		<0,8	40	7,6	21	70
29	USL	686	282	8		<0,8	16	9	35	125
30	Hag.	538	237	7		<0,8	33	18	32	62
31	Hag.	252	190	3		<0,8	17	15	15	27

### 3. Flächenhafte Bodenbelastungen durch PCDD/PCDF

Als flächenhafte Bodenverunreinigungen sollen hier Belastungen von mehr als einigen km<sup>2</sup> verstanden werden. Sie sind verursacht durch

- großflächige Ausbringung kontaminierter Materialien (z.B. Pestizide, Klärschlämme),
- häufige nicht punktförmige Quellen (Straßen),
- großflächige Quellen (Industriegebiete/Ballungsräume),
- einzelne weitreichende Emittenten (z.B. MVAs, große Industriebetriebe).

In der Praxis lassen sich in einem Ballungsraum wie Hamburg die drei letztgenannten Quellentypen bezüglich der von ihnen verursachten Bodenverunreinigungen kaum auseinanderhalten.

Im Südosten Hamburgs, einem überwiegend ländlich geprägten Gebiet von annähernd 100 km<sup>2</sup>, befinden sich am Nordwestrand mehrere Altlasten sowie aktuelle oder ehemalige Emittenten (frühere Pestizidfabrik, MVA, Abfallverbrennungsanlage, Kupferrefinerie, Kabelabbrennanlage, Autobahnen etc.). Wegen der Ballung potentieller Emittenten und vielfältiger Altlasten einerseits und intensiver landwirtschaftlicher und gärtnerischer Nutzungen andererseits wurden mehrere Einzeluntersuchungen der Böden auf Dioxine durchgeführt (Nr. 1 bis 3 in Tab. 6). Zur umfassenden Erhebung der Gesamtsituation hat der Senat 1990 ein flächendeckendes Untersuchungsprogramm von Böden (und Lebensmitteln) in diesem Gebiet veranlaßt (Nr. 4 in Tab. 6). Dabei sollten vor allem durch außerhalb von Altlastflächen entnommene Proben die diffusen Bodenbelastungen erfaßt werden.

Tab. 6: PCDD/PCDF-Untersuchungen an Böden des Hamburger Südostens (ohne Altlastverdachtsflächen)	
Programm	Probenzahl
1. Umgebung Kabelabbrenner	9
2. Milchprogramm	13
3. UVP MVA	28
4. Senatsprogramm	46
Summe	96

In Tab. 7 und 8 sind die Bodenmeßwerte aus dem Senatsprogramm zusammengestellt.

Deutlich werden in Tab. 8 die durch die Entfernung vom Quellgebiet (Industriegebiet, aber auch Stadtzentrum) bestimmten Bodengehalte: während im Nahbereich bis etwa 500 m Entfernung kein Bodenmeßwert unter 5 ng/kg ITEQ liegt und vielfach auch 20 ng/kg ITEQ überschritten werden, liegen in größerer Entfernung die meisten Werte unter 20 ng/kg ITEQ. Allerdings liegt noch bis in eine Entfernung von 10 km die Mehrheit der Meßwerte oberhalb von 5 ng/kg ITEQ und auch weiter als 10 km entfernt wird 5 ng/kg ITEQ noch bei der Hälfte der Meßwerte überschritten. Betrachtet man die im mittleren Entfernungsbereich auftretenden höheren Werte, so ergibt sich daß diese überwiegend (oder ganz ?) durch Altlasten bedingt sind, denn die in Tab. 8 mit Stern gekennzeichneten Proben wurden alle auf Außendeichsflächen der Dove Elbe entnommen, wo wahrscheinlich entweder durch Überschwemmungen in Zeiten vor der Absperrung dieses Elbarms oder durch Aufbringung kontaminierter Materialien (Baggergut) punktuell hohe Dioxingehalte bewirkt wurden.

Tab. 7: PCDD/PCDF-Meßergebnisse des Senatsprogramms in Teilbereichen des Hamburger Südostens incl Außendeichsflächen (ITEQ nach NATO/CCMS)

	Bodengehalte (ng/kg ITEQ)	n
Kleingärten	23,8 - 58,0	4
Moorfleeter Wanne	18,0 - 97,9	9
Billwerder	10,7	1
VuM*-Nordwest	8,5 - 189,1	6
VuM*-Mitte	1,8 - 544,7	20
VuM*-Südost	1,7 - 8,5	6

VuM\* Vier- und Marschlande (Landschaft in den Elbmarschen südöstlich Hamburgs)

Tab. 8: Aufgliederung der PCDD/PCDF-Meßergebnisse des Senatsprogramms nach Gehaltsstufen in unterschiedlicher Emittentenentfernung (ng/kg ITEQ)

Gehalte	Entfernung vom Gewerbegebiet (km)	<5	5-20	20-40	40-100	>100
Nahbereich	<0,5	0	2	6	5	0
Umgebung	0,5-2	5	0	0	1	1*
Beeinflußt	2-10	4	11	0	2*	2*
Hintergrund	>10	3	3	0	0	0

\* Außendeichsflächen (Erläuterung im Text)

Der Befund, daß in Böden in ländlichen Gebieten mindestens im Einzelfall und in der Nähe von Ballungsräumen häufig 5 ng/kg ITEQ überschritten werden, deckt sich mit den Ergebnissen anderer großflächiger Untersuchungen. So fanden CREASER et al. (1989) bei einer Untersuchung Englands mit 77 Bodenproben in einem 50 km Raster einen Median von ca. 350 ng/kg für die Summe der PCDD und PCDF, für PCDF alleine ca. 100 ng/kg; in dieser Arbeit sind keine TEQ angegeben, es läßt sich aber beispielsweise aus Abb. 4 abschätzen, daß dies etwa 4 ng/kg TEQ entspricht. In Nordrhein-Westfalen wurde in einem landesweit repräsentativen Meßprogramm auf Grünland ein Median von 5,3 ng/kg ITEQ ermittelt (MURL 1991).

In dem parallel zu den Bodenuntersuchungen im Hamburger Südosten durchgeführten Meßprogramm an pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln zeigte es sich, daß die Nahrungspflanzengehalte an PCDD/PCDF keine Beziehung zu den Bodengehalten aufwiesen. Auch bei Werten von weit über 40 ng/kg ITEQ im Boden wurde Gemüse produziert, das keine erkennbar erhöhten Gehalte aufwies. Lediglich die Geflügelhaltung auf dioxinbelasteten Böden erwies sich als Problem (BAGS 1991).

In Tab. 9 sind Meßwerte aus zwei Bodenproben neben vielbefahrenen Straßen aufgeführt. Hier sind zwar die Werte der chlorierten Dibenzodioxine und -furane mit etwa 5 ng/kg TEQ nicht besonders erhöht (In anderen Untersuchungen wurden an Straßenrän-

dern deutlich höhere Gehalte gefunden). Es soll aber an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, daß auch bromierte und gemischt chloriert/bromierte Dibenzodioxine und -furane aus den Chlor- und Bromethanen der Treibstoffzusätze (Scavenger) gebildet werden. Sie finden sich in etwa der gleichen Konzentrationsgrößenordnung wie die chlorierten Kongenere. Da nach heutigem Kenntnisstand auch die Toxizitäten für vergleichbar gehalten werden, bestehen hier offene Fragen hinsichtlich der Untersuchungsbedarfe und der Bewertung.

Tab. 9: Bodengehalte an chlorierten, bromierten und gemischt chloriert/bromierten Dioxinen und Furanen (überwiegend bedingt durch KFZ-Verkehr) (Gehalte in ng/kg)				
Probe	TEQ	Cl <sub>4-8</sub> DD/F	Br <sub>3-6</sub> DD/F	X <sub>3-4</sub> DD/F
Autobahnrand (Gras)	4,6	462,9	848	986
Innenstadt (Rasen)	5,1	570,6	105	264

#### 4. Schlußfolgerungen

a. PCDD und PCDF in Böden sind nach bisherigem Kenntnisstand keine Bedrohung für die Grundwasserqualität (Prämisse: Abwesenheit von Lösungsmitteln/Lösungsvermittlern; Konzentrationen maximal im Mikrogramm pro Kilogramm Bereich für TEQ)

---> Kein Handlungsbedarf

b. PCDD und PCDF sind nach bisherigem Kenntnisstand in Böden ubiquitär mit bis zu einigen ng/kg TEQ und regional zumindest in Ballungsräumen mit bis zu zehn und mehr ng/kg TEQ verbreitet. Neben den de facto ubiquitären Quellen "Straßen" treten bis zu einigen Zehner ng/kg TEQ auf.

---> Ortsbezogene Regelungen ("Bodengrenzwert") sind zumindest als Regelfall hinsichtlich großräumiger Belastungen sehr problematisch; wenn man den Konzentrationsbereich bis 40 ng/kg TEQ regeln will, dann muß man sich auf sehr empfindliche Nutzungen beschränken.

---> Emissionsbezogene Regelungen müssen zu einer Verminderung der großflächigen Belastungen führen:

- Scavenger-Verbot

- Ausdehnung der Regelung der 17. BImSchV (0,1 ng/m<sup>3</sup> ITEQ im Abgas) auf alle BImSch-Anlagen

- Verminderung des Hausbrandes durch z.B. Ausdehnung der Fernwärmeversorgung

- Verbot/Einschränkung von im Brandfall PCDD und PCDF freisetzenden Stoffen (Flammschutzmittel, PVC etc.)

- Systematische Erfassung der Emissionsquellen mit nachfolgender Verminderung

c. Generell sollten emissionsmindernde Maßnahmen Vorrang haben; als Richtlinie hierfür wurde durch Vertreter der Hamburger Umweltbehörde der folgende Zielwert (nicht als Auffüllwert!) zur Diskussion gestellt:

30 pg/m<sup>2</sup>-d TEQ im Staubniederschlag.

Insbesondere der Bodenwert von 5 ng/kg TEQ ist jedoch als Grenz- oder Richtwert für Verwaltungshandeln hinsichtlich der Bodennutzung nicht geeignet.

d. Bodengrenzwerte sollen die Produktion tierischer und pflanzlicher Nahrungsmittel mit möglichst niedrigen Gehalten an PCDD und PCDF gewährleisten. Solange keine gesicherten Erkenntnisse über den Transfer vom Boden in die Nahrungsmittel vorhanden sind, sollen Bodengrenzwerte aus Vorsorgegründen so niedrig wie möglich angesetzt werden. Praktisch heißt das, daß der obere Bereich der "normalen" Ballungsraumbelastung zu wählen ist, solange nicht erkennbar wird, daß die dort verbrauchernah erzeugten Produkte zu einer nennenswerten zusätzlichen Belastung der Verbraucher durch PCDD und PCDF führen.

---> Hier besteht der Beschluß der Umweltministerkonferenz, die im November 1991 u. a. die Festlegung von Lebensmittelgrenzwerten (Höchstmengen) durch den Bund gefordert hat. Eine Voraussetzung ist, daß in praxisgerechten Untersuchungen die durch Bodenverunreinigungen bedingten Belastungen der Lebensmittel und gleichzeitig deren Grundbelastung ermittelt werden.

e. Bodengrenzwerte für den Schutz der Menschen auf belasteten Flächen sind von der Bund/Länder-AG "Dioxine" vorgeschlagen worden. Hier gibt es Probleme hinsichtlich der Abgrenzung von "Wohngebiet" (maximal 1000 ng/kg ITEQ im Boden) und "Kinderspielfeld" (maximal 100 ng/kg ITEQ im Boden). Wie ist in der Verwaltungspraxis z.B. eine Einzelhausbebauung mit kinderreichen Familien zu bewerten?

f. Vergleichbarkeit der Meßwerte (Probenahme und Analytik)  
Durch die Arbeit der Bund-/Länder-AG Dioxine sind hier wesentliche Voraussetzungen hinsichtlich der Probenahme geschaffen worden, für die Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse müssen von Bund und Ländern weitere Maßnahmen ergriffen werden.

g. Gesetzliche Grundlagen des Verwaltungshandeln bei Überschreitung von Bodengrenzwerten werden hoffentlich bald in Bund und Ländern durch entsprechende Bodenschutzgesetze hergestellt.

## 5. Literatur

BAGS: Presseerklärung der Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales (BAGS), Staatliche Pressestelle der Freien und Hansestadt Hamburg, 10.05.1991

CREASER, C. S., A. R. Fernandes, A. Al-Haddad, S. J. Harrad, R. B. Homer, P. W. Skett, E. A. Cox: Survey of background levels of PCDDs and PCDFs in UK Soils. *Chemosphere* **18**, 767-776 (1989)



MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen): Chloraromaten - Herkunft und Transfer, NRW-Meßprogramm, Abschlußbericht Juni 1991

SIEVERS, S., P. FRIESEL: Soil contamination patterns of chlorinated organic compounds: Looking for the source. Chemosphere **19**, 691-698 (1989)

UMWELTBEHÖRDE HAMBURG: Dioxin- und Furanbelastung der Luft in Hamburg, Sachstandsbericht 1990/91. Hamburg 1991

# **Nutzungs- und expositionsorientierte Bewertung grundwasserkontaminierender Altablagerungen und Deponien - Neue Erkenntnisse und Methoden -**

*H. Kerndorff und H.H. Dieter*

## **Einleitung**

Die Bewertung kontaminierter Standorte sowie daraus abzuleitende Maßnahmen zur Minderung bzw. Abwehr möglicherweise damit verbundener Gefahren gehört derzeit zu den dringendsten Aufgaben im Umweltbereich. Bewertungen auf diesem Gebiet sind von zahlreichen Größen abhängig, die nur durch eine interdisziplinäre Zusammenarbeit erfaßt werden können. Jede Bewertung beinhaltet zunächst subjektive, wenn auch spezifische Zielvorstellungen und Notwendigkeiten über das zu bewertende Objekt, die es zu formulieren gilt. Demgegenüber stehen die objektiven, d.h. "naturbedingten" Fakten im Zusammenhang mit dem zu bewertenden Objekt und seinen Auswirkungen auf die nähere und weitere Umgebung. Diese gilt es ebenfalls zu erfassen und zwar muß dies im wesentlichen über Messungen geschehen.

Durch die Integration dieser beiden großen Teilbereiche kommt man zu einer örtlich spezifischen, nutzungs- und expositionsorientierten Bewertung kontaminierter Standorte (Abb. 1).

Ein weiterer wesentlicher Punkt, der gemeinhin viel zu wenig Beachtung findet, ist die enge Kopplung jeglicher Bewertung an die durchzuführenden Untersuchungen bzw. an die Untersuchungsmethode, die im Bereich des zu bewertenden kontaminierten Standorts zur Anwendung kommt, denn die Art und Weise der Probenahme, die Probenaufbereitung und die Analytik sind ausschlaggebend für die Höhe der Ergebnisse und damit für die Bewertung (Abb. 2).

Weiterhin muß die Trennung zwischen den Bewertungszielen im Sinne der Prophylaxe und der Kuratio beachtet werden [1]. Aufgabe der Prophylaxe ist im wesentlichen die Verhinderung zukünftiger unakzeptabler Kontaminationen. Hier erweist es sich als zweckmäßig, sehr hohe Anforderungen an Qualitätsstandards zu stellen, um einen wirklich wirksamen Schutz zu erreichen. Dies wird noch durch die Tatsache unterstrichen, daß sich die "naturgegebene" Situation vor der Kontamination auch durch sehr aufwendige Sanierungen nicht wiederherstellen läßt [2]. Aus diesem Grunde sind auch die sehr

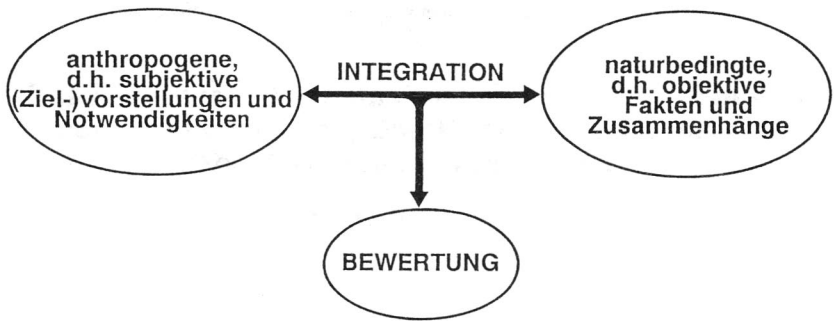


Abb. 1: Integration der für eine Bewertung notwendigen Teilbereiche

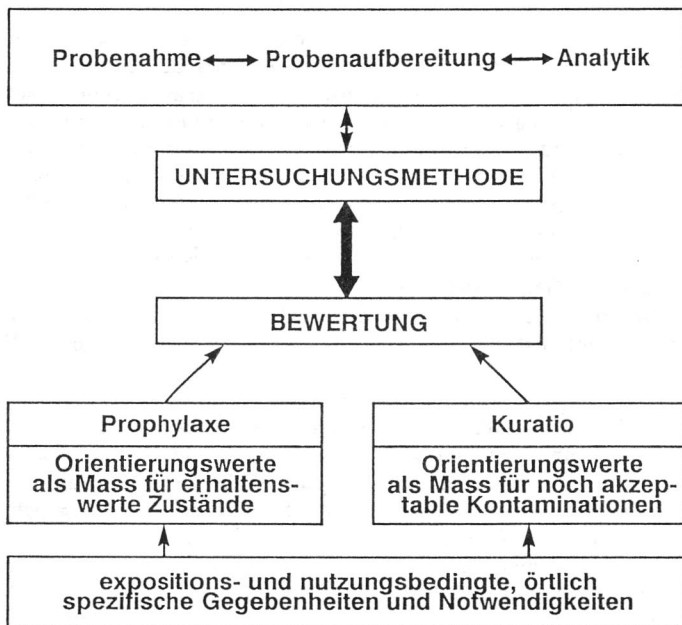


Abb. 2: Unterschiedliche Bewertungsziele und ihre enge Kopplung an die verwendeten Untersuchungsmethoden

hohen Vorsorgeanforderungen nicht auf Sanierungsziele übertragbar. Hierfür müssen eigene Orientierungsmaßstäbe geschaffen werden, wobei zu definieren ist, welches Maß an Kontamination nach einer Sanierung - im individuellen Fall - noch akzeptabel ist (Abb. 2).

## 1. Voraussetzungen zur Entwicklung eines Bewertungskonzeptes

Im folgenden werden die naturwissenschaftlichen Fakten, deren Berücksichtigung die Voraussetzung zur Erarbeitung eines fundierten Bewertungskonzeptes ist, aufgezeigt und diskutiert. Weiterhin wird die Entwicklung des Bewertungskonzeptes beispielhaft anhand der Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Altablagerungen und andere Deponien durchgeführt.

Gefährdungen, die von Altablagerungen und anderen Abfallablagerungen ausgehen, sind in aller Regel auf die Wirkung ihrer Emissionen zurückzuführen [3]. Es gibt hierbei eine ganze Reihe von Möglichkeiten, wie Stoffe aus Altablagerungen emittiert werden können, und wie sie dann hin zu Expositionsorten oder Nutzungsorten transferiert werden, um dort zu Problemen zu führen (Abb. 3).

Welche Stoffe aus einer Altablagerung in welchen Mengen emittiert werden können und den Nutzungsort "Trinkwassergewinnung" gefährden können, hängt von folgenden Faktoren ab:

- a) ob ein Stoff abgelagert wurde, bzw. sich bilden kann,
- b) wenn er abgelagert wurde bzw. sich bilden kann, in welchen Mengen dies geschah bzw. geschieht,
- c) welche physikalisch-chemischen Eigenschaften ein Stoff hinsichtlich des Migrationsverhaltens im Abfallkörper und nach dessen Verlassen auf unterschiedlichen Pfaden hat,
- d) welche lokalen Untergrundbedingungen vorhanden sind, und
- e) wie toxisch ein Stoff ist.

Zur Bewertung möglicher Schadstoffexpositionen oder Nutzungsgefährdungen benötigt man daher genaue Kenntnisse über die Emissionssituation bzw. über die jeweiligen Stoffemissionspfade vom Kontaminations- oder "Quellort" zu örtlichen Expositions- oder Nutzungsorten. Dies kann nur durch die qualitative und quantitative Erfassung der akuten Stoffemissionen, d.h. durch Messungen erfolgen.

Aufgrund der sehr zahlreichen Untersuchungen von durch Abfallablagerungen kontaminierten Grundwässern in den USA und den alten Bundesländern [4, 5, 6] konnten folgende Erkenntnisse erarbeitet werden:

Stoffe, die sowohl häufig als auch in großen Mengen in Abfalldeponien vorkommen, persistent sind und ein gutes Migrationsverhalten bis hin zum und im Grundwasser haben, werden dort häufig und in hohen Konzentrationen nachgewiesen, d.h. sie haben hohe Nachweishäufigkeiten und hohe mean-Konzentrationen. Substanzen mit diesbezüglich schlechtem Transferverhalten oder solche, die praktisch immobil sind, können keine hohen Nachweishäufigkeiten bzw. Konzentrationen im Grundwasser hervorrufen, selbst wenn sie häufig und in großen Mengen im Abfall vorkommen. Der erwähnte Zu-

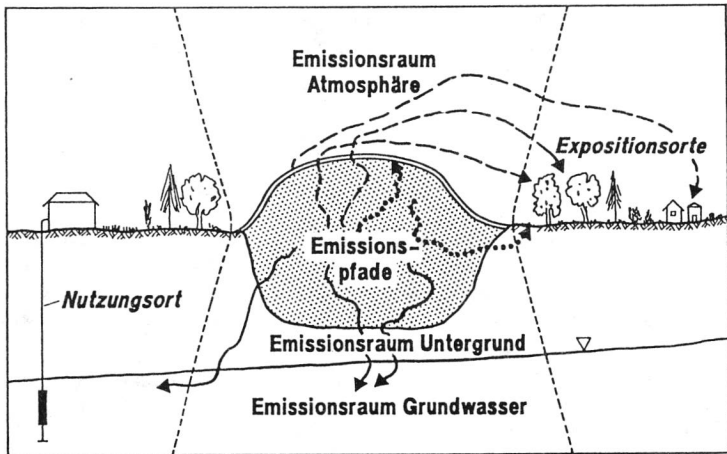


Abb. 3: Stoffemissionen aus Abfallablagerungen sowie mögliche Expositionen und Nutzungsgefährdungen

Erfassung	Erkennung	Screening
	Charakterisierung	Problemstoffanalytik (Prioritätskontaminanten) (Detailuntersuchungen)
Bewertung	Emissionssituation (Prioritätskontaminanten)	Konzentrationen am Quellort
		Grundwassergängigkeit
		Transferbedingungen
	Expositions-Möglichkeiten Nutzungsgefährdungen	Konzentrationen am Nutzungs-/Expositionsort
		(Öko-)Toxizität Hygiene Korrosivität

Abb. 4: Grundstruktur des vom WaBoLu entwickelten Untersuchungs- und Bewertungsmodells für grundwasserkontaminierende Abfallablagerungen

sammenhang zwischen hohen Nachweishäufigkeiten und hohen Konzentrationen gut migrierender Stoffe zeigt sich auch deutlich in dem Phänomen, daß Substanzen mit Nachweishäufigkeiten  $\leq 0,1 \%$  (ca. 1000 auf dem betrachteten Kontaminationspfad) nicht in Konzentrationen deutlich  $> 1 \mu\text{g/l}$  gefunden werden.

Die gesamten Erkenntnisse sind in dem vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene entwickelten Untersuchungs- und Bewertungskonzept berücksichtigt, das auch schon an anderer Stelle detailliert beschrieben wurde [7, 8]. Die Grundstruktur dieses Modells ist in Abb. 4 dargestellt. Besonders wichtig ist hierbei die Erkenntnis, daß auf bestimmten Emissionspfaden nur vergleichsweise wenige Stoffe Nutzungs- oder Expositionsorte erreichen und zu Gefährdungen führen (= Prioritätskontaminanten). Diese gilt es zu erkennen sowie ihre mögliche Migration und ihre Toxizität abzuschätzen. Hierfür wurden detaillierte Modelle entwickelt, die nachfolgend vorgestellt werden.

## 2. Ermittlung von pfadspezifischen Prioritätskontaminanten

Zur Erfassung von Prioritätskontaminanten muß der jeweilige Emissionspfad repräsentativ untersucht werden. Im vorliegenden Fall werden für den Pfad Abfallablagerung  $\rightarrow$  Untergrund  $\rightarrow$  Grundwasser Ergebnisse von ca. 750 Standorten berücksichtigt. Es konnten dabei insgesamt ca. 1200 Kontaminanten mit Konzentrationen  $> 1 \mu\text{g/l}$  nachgewiesen werden, von denen jedoch nur etwa 130 Nachweishäufigkeiten von  $\geq 0,1 \%$  haben.

Da viele organische Substanzen ausschließlich anthropogen sind, ist ihr analytischer Nachweis gleichbedeutend mit einem positiven Emissionsnachweis. Die gemessene Konzentration entspricht der Emissionskonzentration. Bei den anorganischen Stoffen muß die Konzentration im Grundwasserabstrom über der geogenen Konzentration im Grundwasseranstrom liegen, um zu einem Emissionsnachweis zu führen. Die Emissionskonzentration ist hier die Differenz zwischen den beiden Konzentrationen. Nachweishäufigkeiten und mittlere Emissionskonzentrationen werden für jede Substanz entsprechend dem in Abb. 5 dargestellten Verfahren auf Bewertungszahlen (BZ) zwischen 1 und 100 normiert. Hierfür wird die maximale Nachweishäufigkeit gleich 100 gesetzt. Das breite Spektrum möglicher Emissionskonzentrationen über mehrere Zehnerpotenzen von  $< 1 \mu\text{g/l}$  bis  $> 1 \text{ g/l}$  kann nur nach Logarithmieren sinnvoll normiert werden, wobei die Eckpunkte der Normierung Konzentrationen  $\leq 1 \mu\text{g/l}$  ( $= 10^{-6} \text{ g/l}$ ) mit der Bewertungszahl 1 und Konzentrationen  $\geq 1 \text{ g/l}$  mit der Bewertungszahl 100 sind.

Die Höhe des Produkts dieser beiden Bewertungszahlen (max. 10.000) ist ein Maß dafür, ob ein Stoff vorrangig auf einem Emissionspfad migriert (= Hauptkontaminante). Auf dem betrachteten Pfad gehören hierzu beispielsweise das  $\text{HCO}_3^-$  (BZ 9300), das  $\text{Na}^+$  (BZ 8536), das  $\text{Cl}^-$  (BZ 8372) und das  $\text{Ca}^{2+}$  (BZ 7482). Die genannten "Hauptkontaminanten" sind jedoch Substanzen, die - zumindest in den beobachteten Konzentrationsbereichen - aus toxikologischer Sicht nicht relevant sind, d.h. sie sind als Kontaminanten für die Gefährdungsabschätzung hinsichtlich der Trinkwassernutzung ohne Bedeutung. Zur Feststellung, welche Kontaminanten für eine Gefährdungsabschätzung in diesem Sinne geeignet sind, müssen ihre Toxizitätspotentiale ermittelt werden.

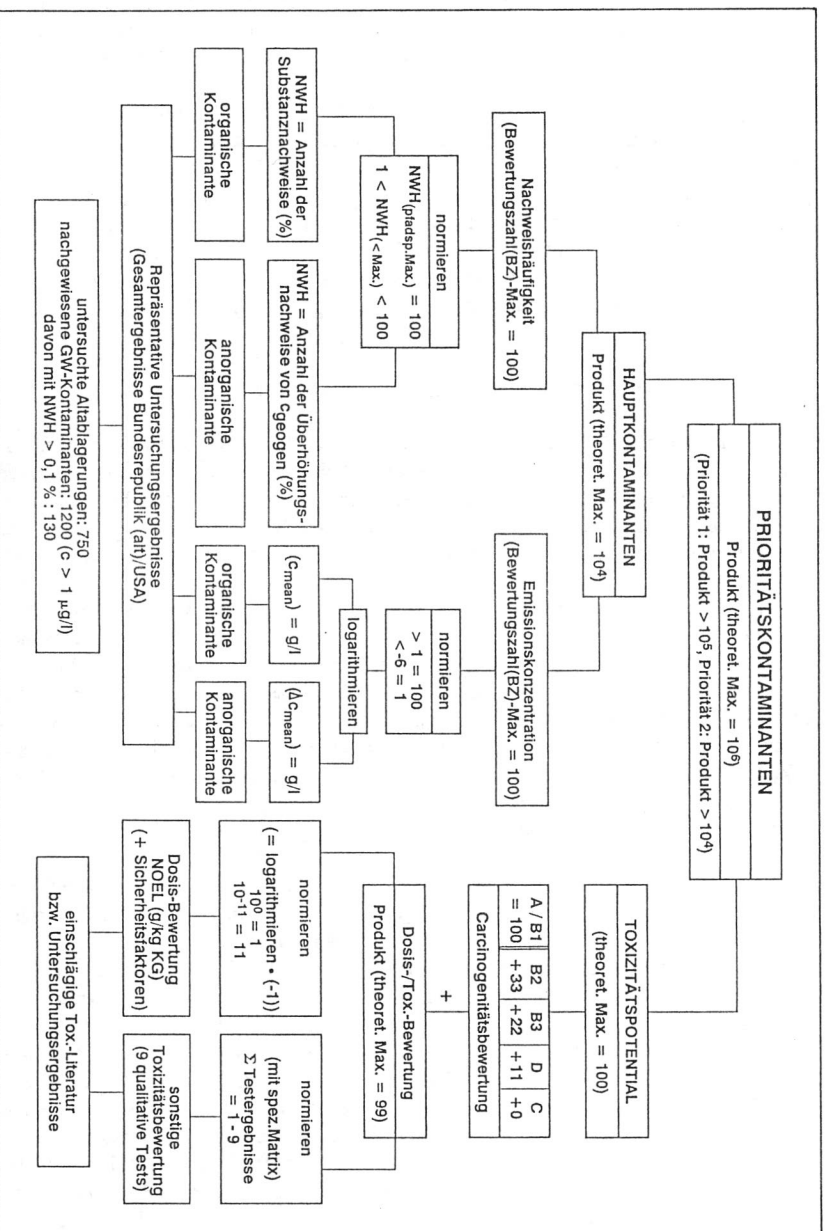


Abb. 5: Normierung und Verknüpfung relevanter Daten zur Ermittlung von Prioritätskontaminanten auf dem "Grundwasserpfad"

Dies kann mittels des von Dieter et al. entwickelten Modells geschehen [8], dessen Kurzfassung in der Abb. 5 dargestellt ist. Die ebenfalls auf 1-100 normierten Bewertungszahlen (BZ) werden mit denen der Nachweishäufigkeit und der Emissionskonzentration multipliziert. Das höchste Produkt hat die für eine Gefährdungsabschätzung wichtigste "Prioritätskontaminante".

Das theoretisch höchste Produkt von  $10^6$  wird real nicht erreicht. Die höchsten tatsächlich ermittelten Bewertungszahlen liegen zwischen  $1,12 \cdot 10^5$  (Blei) und  $3,04 \cdot 10^5$  (Arsen). Stoffe mit Bewertungszahlen, die größer als  $10^5$  sind, werden als Prioritätskontaminanten erster Priorität angesehen. Kontaminanten mit Bewertungszahlen zwischen  $10^4$  und  $10^5$  werden der zweiten Priorität zugerechnet, Kontaminanten mit Bewertungszahlen  $< 10^4$  werden nicht mehr als prioritär angesehen. Beispiele für die Ermittlung der Rangfolge anorganischer und organischer Prioritätskontaminanten für den Grundwasserpfad sind den Tabellen 1 und 2 zu entnehmen.

### 3. Die Ermittlung der Grundwassergängigkeitspotentiale von Prioritätskontaminanten

Zur pfadspezifischen nutzungs- bzw. expositionsorientierten Bewertung eines kontaminierten Standortes müssen neben den Prioritätskontaminanten auch noch andere Größen berücksichtigt werden. In dem gewählten Beispiel einer Altablagerung, deren Sickerwässer das Grundwasser kontaminieren und so die Trinkwassergewinnung gefährden, sind dies die Konzentrationen der Prioritätskontaminanten am Quellort ( $C_Q$ ), ihre Grundwassergängigkeit sowie die lokalen Untergrundverhältnisse, da sie im wesentlichen bestimmen, wie groß der Unterschied zwischen  $C_Q$  und  $C_N$  (Konzentration am Nutzungsort) ist (Abb. 6). Dies ist ein entscheidender Punkt, denn die Nutzung findet i.d.R. nicht am Quellort der Kontamination statt. Eine Bewertung der Konzentrationen, die im unmittelbaren Bereich der Altablagerung vorgefunden werden, mittels allgemeiner Vergleichsdaten, wie z.B. aus der "Holländischen Liste", ermöglicht keine Abschätzung der Nutzungsgefährdung. Bei der Ermittlung des Grundwassergängigkeitspotentials von Prioritätskontaminanten muß aus verschiedenen Gründen eine Differenzierung zwischen anorganischen und organischen Kontaminanten erfolgen. Ermittelt wird in beiden Fällen ein normiertes Transfer- und Persistenzpotential der Kontaminanten, deren Produkt definitionsgemäß das Grundwassergängigkeitspotential ist.

Das Transferverhalten eines Stoffes im Grundwasser von Lockergesteinsaquiferen wird insbesondere durch seine physikalisch-chemischen Eigenschaften und weniger durch die chemische Beschaffenheit des Untergrundes bestimmt. Der für den "Rückhalt" von (insbesondere organischen) Kontaminanten maßgebliche  $C_{org}$ -Gehalt ist dort überwiegend sehr gering ( $< 0,1 \%$ ), so daß die Ausbreitung einer Kontaminante im Grundwasser neben den Stoffeigenschaften praktisch nur noch von geohydrologischen Parametern abhängt [10].

Die für das Transferverhalten eines Abfallstoffes wichtigsten stofflichen Größen sind sein pfadspezifisches Persistenz- und Transferpotential. Ist ein Stoff unter den jeweiligen, d.h. pfadspezifischen Transferbedingungen nicht persistent und hat zudem eine sehr ge-



Tab. 1: Anorganische Prioritätskontaminanten für den Emissionspfad Abfallablagerung - Untergrund - Grundwasser

SUBSTANZ	NWH BZ	EMISSK BZ	TOX BZ	PRODUKT BZ
As	69	44	100	$3,04 \cdot 10^5$
B	100	58	31	$1,80 \cdot 10^5$
Ni	73	35	60	$1,53 \cdot 10^5$
Cr(VI)	63	35	64	$1,41 \cdot 10^5$
Cr(III)	63	35	56	$1,23 \cdot 10^5$
NO <sub>2</sub>	36	62	52	$1,16 \cdot 10^5$
Pb <sup>2</sup>	40	34	82	$1,12 \cdot 10^5$
Cu	58	38	26	$5,73 \cdot 10^4$
NH <sub>4</sub>	59	78	10	$4,60 \cdot 10^4$
NO <sub>3</sub>	55	79	8	$3,48 \cdot 10^4$
Zn	43	54	10	$2,32 \cdot 10^4$
Cd	10	28	59	$1,65 \cdot 10^4$
HCO <sub>3</sub>	100	93	1	$9,30 \cdot 10^3$
Na	97	88	1*	$8,54 \cdot 10^3$
Cl	92	91	1*	$8,37 \cdot 10^3$
Ca	86	87	1	$7,48 \cdot 10^3$
:	:	:	:	:

\* = Daten können sich noch geringfügig ändern

NWH = Nachweishäufigkeit

EMISSK = Emissionskonzentration

TOX = Toxizitätspotential

BZ = normierte Bewertungszahl

Tab. 2: Organische Prioritätskontaminanten für den Emissionspfad Abfallablagerung - Untergrund - Grundwasser

SUBSTANZ	NWH BZ	EMISSK BZ	TOX BZ	PRODUKT BZ
cis-1,2-DCE	65	48	74**	$2,31 \cdot 10^5$
Benzol	63	32	100	$2,02 \cdot 10^5$
Tetrachlorethen	100	23	74**	$1,70 \cdot 10^5$
Monochlorethen (VC)	39	42	100	$1,64 \cdot 10^5$
Trichlorethen	88	30	51*	$1,35 \cdot 10^5$
Dichlormethan	33	56	47	$8,67 \cdot 10^4$
Tetrachlormethan	32	21	100	$6,72 \cdot 10^4$
Trichlormethan	48	19	65	$5,93 \cdot 10^4$
4-Methylphenol	30	30	50*	$4,50 \cdot 10^4$
2-Methylphenol	29	24	56*	$3,90 \cdot 10^4$
trans-1,2-DCE	17	38	59**	$3,81 \cdot 10^4$
Chlorbenzol	29	24	47	$3,27 \cdot 10^4$
Ethylbenzol	25	26	43**	$2,80 \cdot 10^4$
1,4-Dichlorbenzol	27	22	46	$2,73 \cdot 10^4$
1,1,1-Trichlorethan	50	18	23	$2,07 \cdot 10^4$
m-/p-Xylol	50	22	18**	$1,98 \cdot 10^4$
Naphthalin	27	17	42	$1,93 \cdot 10^4$
1,2-Dichlorbenzol	27	14	37**	$1,40 \cdot 10^4$
2,4,6-Trichlorphenol	20	13	52**	$1,35 \cdot 10^4$
Phenol	18	18	32	$1,04 \cdot 10^4$
o-Xylol	21	26	18	$9,83 \cdot 10^3$
Toluol	36	23	9	$7,45 \cdot 10^3$
:	:	:	:	:

\* = Daten sind unter Einbeziehung von Sicherheitsfaktoren entstanden

\*\* = Daten können sich noch geringfügig ändern

NWH = Nachweishäufigkeit

EMISSK = Emissionskonzentration

TOX = Toxizitätspotential

BZ = normierte Bewertungszahl

ringe Halbwertszeit (im vorliegenden Fall im Grundwasser), so ist seine potentielle Mobilität und Akkumulierbarkeit nur noch von untergeordneter Bedeutung. Bei persistenten Stoffen bzw. bei solchen mit hohen Halbwertszeiten ist die Mobilität hingegen die entscheidende Größe. Ist sie hoch, so wird auch das pfadspezifische Transferverhalten des Stoffes sehr gut sein.

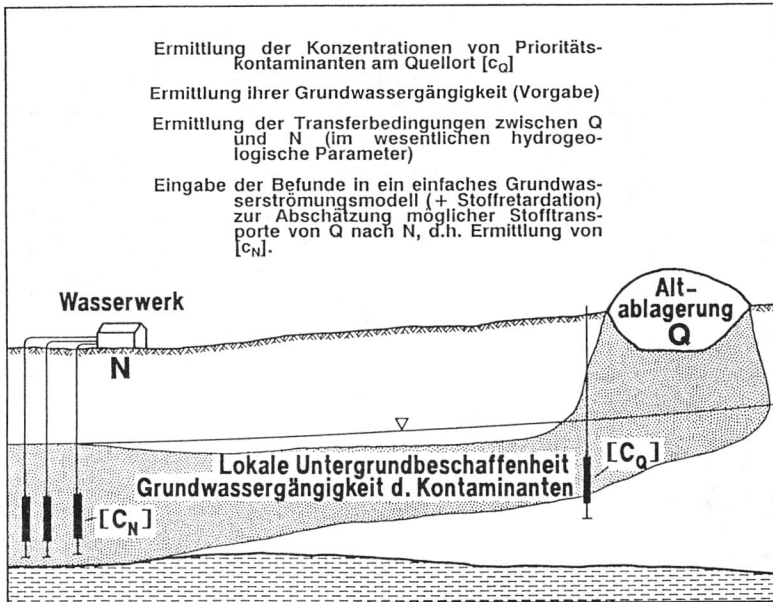


Abb. 6: Notwendige Parameter zur Abschätzung einer Trinkwassergefährdung durch eine Abfall-(Alt-)ablagerung

### 3.1 Anorganische Stoffe

Zur Ermittlung des Transferpotentials anorganischer Substanzen benötigte man theoretisch die Löslichkeitsprodukte aller beteiligter Ionen sowie Kenntnis über alle beim Transfer stattfindenden Wechselwirkungen. Da dies nicht erreichbar ist, wird in der Praxis der indirekte Weg über die Statistik beschritten, d.h. die Anzahl der nachgewiesenen Grundwasserbeeinflussungen sowie deren Intensität werden bei der Abschätzung des Transferpotentials herangezogen (Abb. 7).

Die Meßwerte für die Nachweishäufigkeiten und die Konzentrationen müssen aus einer repräsentativen Anzahl von Messungen auf dem jeweiligen Emissionspfad stammen. Für den bearbeiteten Kontaminationspfad "Altablagerung-Untergrund-Grundwasser-Trinkwasser" wurden Daten von 750 unterschiedlichsten Deponien in den alten Bundes-

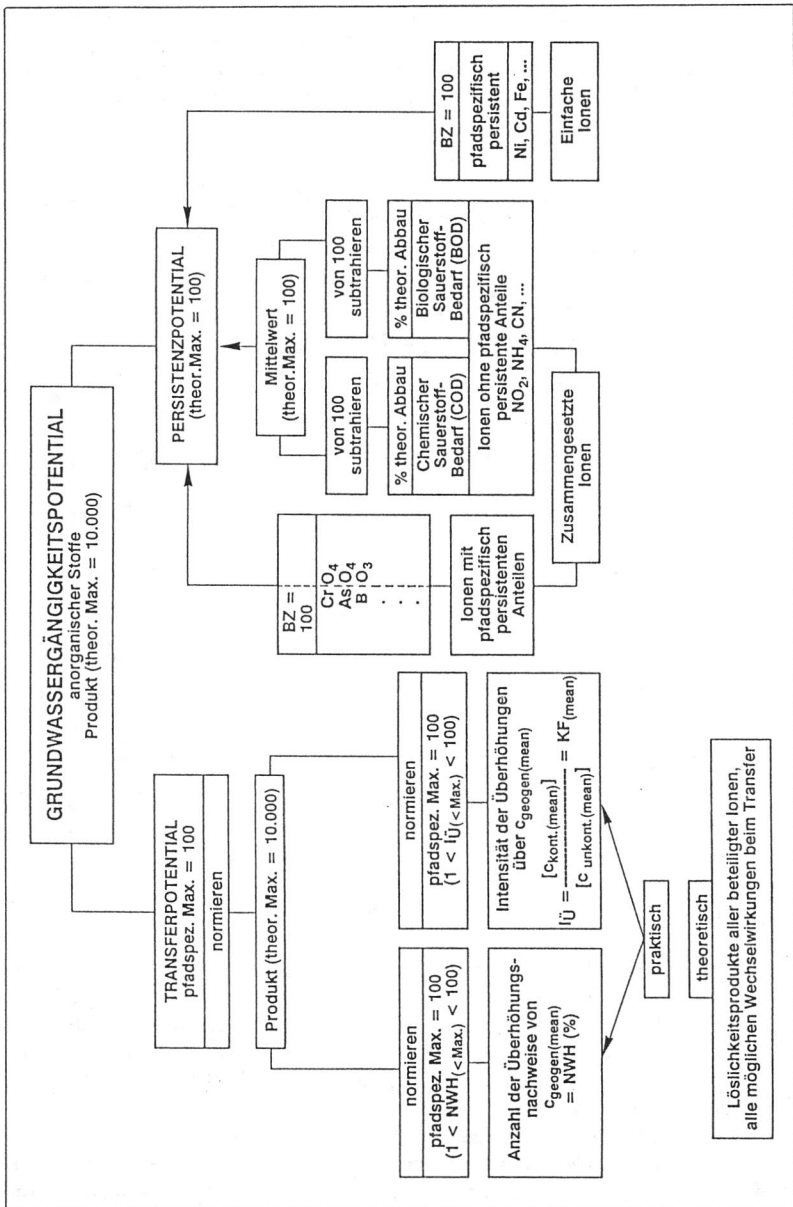


Abb. 7: Normierung und Verknüpfung relevanter Daten zur Ermittlung des Grundwassergängigkeitspotentials anorganischer Stoffe

ländern und den USA ausgewertet. Die Daten aus den durch Altablagerungen unbeeinflussten Bereichen stammen aus eigenen Untersuchungen an über 100 Deponien und von 186 ausschließlich Grundwasser fördernden Wasserwerken der Bundesrepublik Deutschland vor 1990.

Die Normierung der Anzahl der Überhöhungsnachweise (Nachweishäufigkeit) ist der Abbildung 7 zu entnehmen. Zur Ermittlung der Nachweishäufigkeitsbewertungszahl erhält der prozentual gesehen höchste Wert die Bewertungszahl 100. Alle anderen prozentualen Nachweishäufigkeiten erhalten - entsprechend normiert - kleinere Zahlen als 100, jedoch nicht kleiner als 1.

Grundwasserkontaminationen, die durch anorganische Stoffe verursacht werden, erhöhen in der Regel die bereits vorhandenen, d.h. natürlichen Stoffgehalte in den Grundwässern. Neben der Häufigkeit einer Beeinflussung ist vor allem die Stärke der Beeinflussung für die Bewertung maßgebend. Diese ist definiert als das Verhältnis der mittleren Konzentrationen in beeinflussten Grundwässern zu den mittleren Konzentrationen in unbeeinflussten Grundwässern (= Kontaminationsfaktor  $KF_{(mean)}$ ) (Abb. 7).

Das Transferpotential anorganischer Substanzen ist definitionsgemäß das normierte Produkt der Bewertungszahlen von Nachweishäufigkeit und  $KF_{(mean)}$  (Abb. 7).

Bei der Ermittlung des Persistenzpotentials gibt es drei Möglichkeiten (Abb. 7):

- einfache Ionen mit pfadspezifischer Persistenz (z.B.  $Ni^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ )
- zusammengesetzte Ionen mit pfadspezifisch persistenten Anteilen (z.B.  $CrO_4^{2-}$ ,  $AsO_4^{3-}$ ),
- zusammengesetzte Ionen ohne pfadspezifische Persistenz ( $NH_4^+$ ,  $CN^-$ ).

Tab. 3: Das Grundwassergängigkeitspotential anorganischer Prioritätskontaminanten

SUBSTANZ	NWH BZ	$KF_{(mean)}$ BZ	PERSPOT BZ	PRODUKT BZ
As	69	100	100	$6,90 \cdot 10^5$
B	100	18	100	$1,80 \cdot 10^5$
Ni	73	12	100	$8,76 \cdot 10^4$
Cr	63	13	100	$8,20 \cdot 10^4$
Zn	43	8	100	$3,44 \cdot 10^4$
NH <sub>4</sub>	59	54	(10)	$3,19 \cdot 10^4$
Cu	58	5,4	100	$3,13 \cdot 10^4$
NO <sub>3</sub>	55	4,5	(90)	$2,22 \cdot 10^4$
Cd	10	22	100	$2,20 \cdot 10^4$
Pb	40	5,2	100	$2,08 \cdot 10^4$
NO <sub>2</sub>	36	21	(10)	$7,56 \cdot 10^3$

NWM = Nachweishäufigkeit

$KF_{(mean)}$  = Mittlerer Kontaminationsfaktor

PERSPOT = Persistenzpotential

BZ = normierte Bewertungszahl

( ) = Persistenzpotential beruht auf Annahmen

Einfache Ionen sind nicht abbaubar und erhalten deshalb eine Persistenzbewertungszahl von 100. Zusammengesetzte Ionen mit pfadspezifisch persistenten Anteilen (z.B.: das Cr

im Chromat-Ion, das As im Arsenat-Ion) erhalten ebenfalls eine Persistenzbewertungszahl von 100, weil selbst nach einem Ab- oder Umbau dieser Ionen der persistente Anteil übrig bleibt. Ionen wie beispielsweise  $\text{NH}_4^+$  oder  $\text{NO}_2^-$ , können dagegen beim Transfer eliminiert werden. BOD- und COD-Daten, die wie bei den organischen Substanzen (vgl. Kap. 3.2) ein Maß für den möglichen biologischen bzw. abiotischen Abbau sind, liegen für diese Ionen jedoch noch nicht vor, so daß hier noch mit Annahmen gearbeitet werden muß (Tab. 3).

Durch weitere Multiplikation mit der Bewertungszahl des Persistenzpotentials resultiert das Grundwassergängigkeitspotential. Die Ergebnisse für die anorganischen Prioritätskontaminanten sind in der Tabelle 3 dargestellt.

### 3.2 Organische Substanzen

Das Transferpotential organischer Substanzen wird - anders als bei den anorganischen Stoffen - aus einem stoffspezifischen Mobilitäts- und einem Akkumulierbarkeitspotential ermittelt. Hierfür werden die für den entsprechenden Pfad maßgeblichen physikalisch-chemischen Stoffkennzahlen herangezogen. So werden für die Abschätzung der Mobilität einer Substanz auf dem Pfad vom Abfallkörper in die Atmosphäre andere Parameter benötigt, als bei ihrem Transfer vom Abfallkörper in den Boden und in die Pflanze.

Zur Abschätzung des Mobilitätspotentials einer Kontaminante, die aus dem Abfallkörper in das Grundwasser wandert, gibt es zahlreiche Parameter, wie z.B. Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Siedepunkt, Verdunstungszahl, Oswald'sche Löslichkeit, Flüchtigkeit aus wässriger Lösung, Adsorbierbarkeit, Dichte, Viskosität, Dissoziationskonstante, Oberflächenspannung, Fettlöslichkeit, Henry-Konstante und andere.

Die Tatsache, daß viele dieser Parameter funktionell voneinander abhängen und korrelieren bzw. sich in ihrer Aussage überschneiden, macht es uns möglich, ihre Anzahl auf die wesentlichen zu reduzieren. Die für den Grundwasserpfad wichtigsten Stoffparameter sind die Wasserlöslichkeit, der Dampfdruck, der  $P_{\text{OW}}$  (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) und der Index  $1_{\text{chi}}$  (first order molecular connectivity index).

Die "Mobilitätsparameter" Wasserlöslichkeit und Dampfdruck korrelieren negativ mit den "Akkumulierbarkeitsparametern"  $P_{\text{OW}}$  und  $1_{\text{chi}}$ -Index [12], dies bedeutet u.a., daß sehr gut wasserlösliche Substanzen einen niedrigen  $P_{\text{OW}}$  haben und umgekehrt. Dieser Sachverhalt zeigt sich signifikant in den Korrelationen der vier das Mobilitätspotential beschreibenden Parameter. Alle Korrelationen haben Koeffizienten  $> 0.8$ , zudem sind die Kontaminanten mit den höchsten Nachweishäufigkeiten auch diejenigen, die sich durch hohe Löslichkeiten, hohen Dampfdruck, niedrigen  $P_{\text{OW}}$  und niedrigen  $1_{\text{chi}}$ -Index auszeichnen [13]. Dies bestätigt indirekt, daß diese vier Parameter zur Bestimmung des "Grundwassermobilitätspotentials" gut geeignet sind. (Abb. 8).

Eine vergleichbare Auswertung im Falle eines "Persistenzpotentials" kann derzeit noch nicht erfolgen, da abgesicherte Meßergebnisse, z.B. von Halbwertszeiten der relevanten Kontaminanten im Grundwasser, nicht existieren. Daten zur Abschätzung des Potentials einer Substanz für den abiotischen Abbau wie z.B. der CSB [14] oder für den biotischen Abbau, wie z.B. der BSB [15], liegen jedoch für viele Substanzen vor und werden

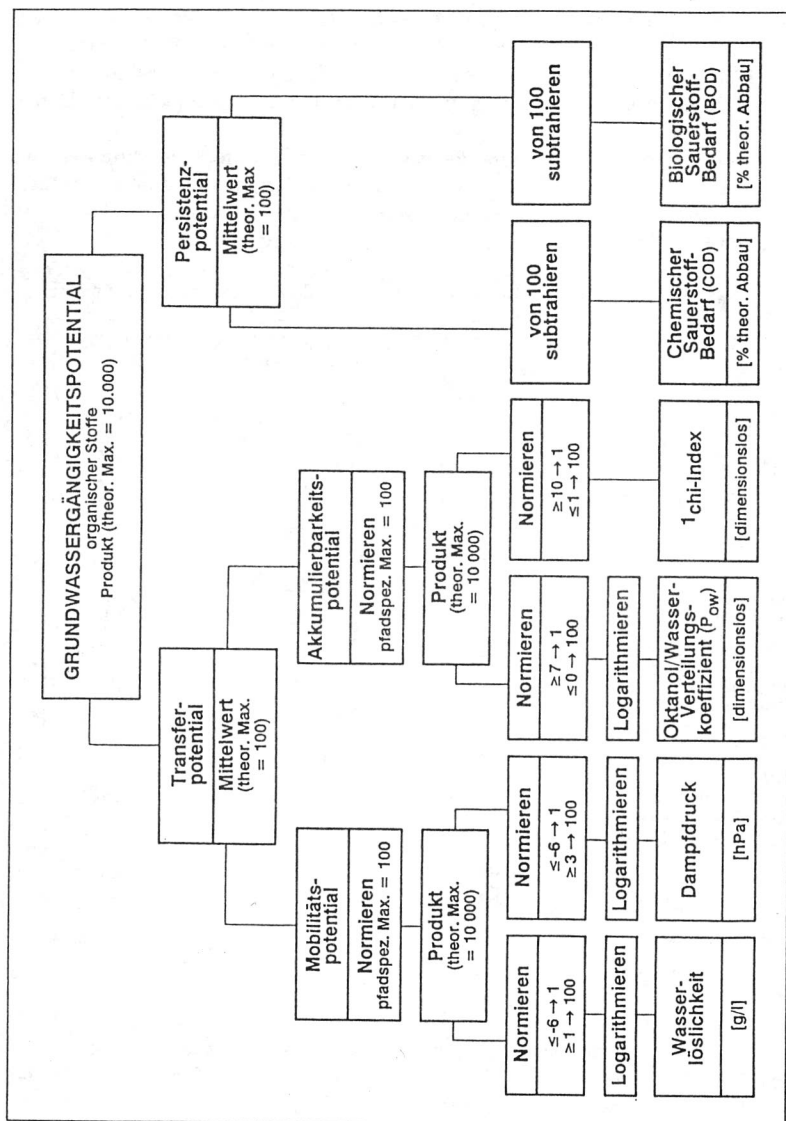


Abb. 8: Normierung und Verknüpfung relevanter Daten zur Ermittlung des Grundwassergängigkeitspotentials organischer Stoffe

daher ersatzweise zur Bestimmung des Persistenzpotentials benutzt. Die teilweise größeren Diskrepanzen zwischen CSB- und BSB-Datensätzen sind durch Systemparameter und unterschiedliche analytische Vorgehensweisen bedingt. Welche der genannten Daten für den Grundwasserbereich eher zutreffen, kann derzeit noch nicht entschieden werden.

Deshalb wird das Persistenzpotential einer organischen Substanz als Mittelwert aus COD und BOD definiert (Tab. 4). Da BOD- und COD-Werte als Prozent des theoretisch möglichen Abbaus angegeben werden, werden die Zahlen von 100 substrahiert, damit hohe Bewertungszahlen hohe Persistenzen repräsentieren.

Tab. 4: Das Grundwassergängigkeitspotential organischer Prioritätskontaminanten

SUBSTANZ	TRANSFER- POTENTIAL BZ	PERSISTENZ- POTENTIAL BZ	PRODUKT BZ
Trichlorethen	58	48	2784
1,4-Dichlorbenzol	36	75	2700
Tetrachlorethen	50	51	2550
1,1,1-Trichlorethan	62	40	2480
m-/p-Xylol	42	50*	2100
1,2-Dichlorbenzol	38	50	1900
Toluol	50	30	1500
o-Xylol	43	27*	1161
Benzol	59	18	1062
Chlorbenzol	47	22	1034
cis-1,2-DCE	66	14*	924
Ethylbenzol	42	13	546
trans-1,2-DCE	66	5*	330
4-Methylphenol	47	4*	188
2,4,6-Trichlorphenol	30	4	120
Dichlormethan	78	1*	78
Trichlormethan	69	1*	69
Tetrachlormethan	57	1*	57
Phenol	56	1	56
2-Methylphenol	51	1*	51
Naphthalin	28	1	28
(Monochlorethen)	67	(50)	(3350)

BZ = Bewertungszahl

\* = Daten sind unter Einbeziehung von Sicherheitsfaktoren entstanden

( ) = Persistenzpotential beruht auf Annahmen

#### 4. Schadstofftransfer vom Kontaminations- zum Nutzungsort

Mit der Kenntnis der Konzentrationen von Prioritätskontaminanten am Quellort, ihren stoffspezifischen Grundwassergängigkeitspotentialen und der örtlichen geohydrologischen Beschaffenheit kann der Transfer dieser Kontaminanten im Grundwasser bis hin zum Nutzungsort Wasserwerk (Abb. 6) abgeschätzt werden. Im Falle von Lockergesteinsaquiferen können zudem einfache Grundwasserströmungsmodelle mit Stoffretardation herangezogen werden, wobei die wassergesättigte Mächtigkeit des Aquifers, die effektive Porosität, der Durchlässigkeitsbeiwert, die Abstandsgeschwindigkeit, die longitudinale

und transversale Dispersivität, die molekulare Diffusion sowie die Quellstärke, der Retardationsfaktor und die Abbaukonstante der Kontaminante benötigt werden [10].

Wie sich unterschiedliche Grundwassergängigkeitspotentiale von Kontaminanten auf ihren Transfer im Grundwasser auswirken können, ist im Tätigkeitsbericht der BGR von 1985 dargestellt [11]. Substanzen mit geringem Transfer- und Persistenzpotential (= leicht adsorbierbar und leicht abbaubar) sind auch in sehr langen Zeiträumen nur im unmittelbaren Bereich der Emissionsquelle (Deponie) existent. Dagegen muß bei Substanzen mit geringem Transfer-, jedoch hohem Persistenzpotential langfristig (> 25 Jahre) mit einer signifikanten Ausbreitung gerechnet werden. Mit kurzen Ausbreitungszeiten ist dagegen im besonderen Maße bei Substanzen mit hohem Transfer- und Persistenzpotential (< 10 Jahre) zu rechnen.

Inwieweit die Grundwassergängigkeitspotentiale der Substanzen eine Verwendung finden können, kann derzeit noch nicht in vollem Umfang abgeschätzt werden. Von einigen Stoffen sind experimentell ermittelte Retardationsfaktoren vorhanden, die in guter Relation zu ihren mit dem vorgestellten Modell ermittelten Grundwassergängigkeitspotentialen stehen.

Mittels dieser Vorgehensweise können Aussagen darüber getroffen werden, ob die Emissionen das Wasserwerk/die Trinkwasserfassung erreichen können, wann das in etwa sein wird und welche Konzentrationen welcher Stoffe zu erwarten sein werden.

## 5. Bewertung von Schadstoffkonzentrationen am Nutzungsort

Entscheidend für die Beurteilung der in dem Beispiel aufgezeigten Nutzungsgefährdung (Trinkwassergewinnung) durch die Altdeponierungsemissionen sind letztlich die akut oder langfristig am Nutzungsort resultierenden Schadstoffkonzentrationen und ihre toxikologische/trinkwasserhygienische Duldbarkeit. Sind diese einmal definiert und/oder festgelegt, so kann in der oben aufgezeigten Weise auch auf die maximal am Kontaminationsort noch duldbaren/akzeptablen Konzentrationen zurückgerechnet werden.

Da die zu berücksichtigenden geogenen Bedingungen im Bereich der kontaminierten Standorte unterschiedlich sind (geographischer Abstand, Mächtigkeit des Grundwasserleiters, Verdünnung,  $C_{org}$ - und Tongehalt des Aquifers, geochemisches Milieu u.a.), ergeben sich bei festgelegten duldbaren Konzentrationen am Nutzungsort für jeden Standort andere duldbare Emissionskonzentrationen. Dies ist der entscheidende Vorteil einer örtlich individuellen, nutzungs- und expositionsorientierten Bewertung. Dies ist weiterhin ein Argument gegen allgemein gültige Emissionsgrenzwerte, Sanierungs-Auslösewerte und Sanierungszielwerte.

Ein wichtiges Ziel ist daher die Entwicklung von spezifischen Orientierungs/Handlungsschwellenwerten für die Bewertung von Schadstoffkonzentrationen im Falle unterschiedlicher Nutzungen und Schutzgüter. Nachfolgend soll eine entsprechende Ableitung für das Beispiel einer Trinkwassergewinnung im Abstrom einer Abfallablagerung aufgezeigt werden. Welche Schadstoffkonzentrationen im geförderten



Grundwasser sind im Falle der Trinkwassernutzung noch toxikologisch/trinkwasserhygienisch duldbar/akzeptabel?

Zunächst bietet sich hier der Rückgriff auf die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung an, allerdings nur insofern, als mögliche Kontaminanten aus Altablagerungen dort auch tatsächlich genannt werden. Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung wurden im übrigen aber nicht nur unter toxikologischen, sondern auch unter den gewinnungstechnischen Kriterien der DIN 2000 [16], die allerdings den toxikologischen nicht widersprechen durften, erstellt. Es handelt sich um Maximalwerte, wobei die aktuellen Befunde (bei Beachtung der DIN 2000) um ein Vielfaches tiefer liegen. Diese Zielvorstellung der DIN 2000 kommt in der TrinkwV unmittelbar in §2(3), dem Minimierungsgebot, sowie den §§ 15(1) und 20(1) zum Ausdruck.

Der Abstand zwischen den allgemeingültigen Grenzwerten der TrinkwV und den tatsächlichen Trinkwasserbefunden darf demnach nicht als "Kontaminationsreserve" betrachtet werden, denn: Ein Trinkwasser, in dem sämtliche Grenzwerte der TrinkwV gleichzeitig ausgeschöpft wären, würde schließlich nicht nur in hygienischer, sondern auch in toxikologischer Hinsicht dem Qualitätsanspruch der TrinkwV und der DIN 2000 nicht mehr genügen!

Es wird daher für die Bewertung grundwasser-kontaminierender Altablagerungen, deren Grundwasser zumindest teilweise zur Trinkwassergewinnung genutzt werden sollen, ein Maßstab vorgeschlagen, der zwar größenordnungsmäßig zunächst von den in Trinkwasserfassungen vorfindbaren Schadstoffkonzentrationen aus Altablagerungen ausgeht (n.n. bis mehrere 100 µg/l), diesen Konzentrationen jedoch eine toxikologische Gewichtung überlagert. Mit Hilfe dieser Gewichtung läßt sich dann auf noch duldbare Schadstoffgehalte im Grundwasser am Kontaminationsort "zurückrechnen", die sowohl der toxikologischen (TrinkwV §2) wie der trinkwasserhygienischen (DIN 2000) Minimierungserfordernis entsprechen, jedoch ohne der in solchen Fällen grundsätzlich unsinnigen Forderung nach "Null-Emission" Vorschub zu leisten, denn eine "Null-Emission" kann nur Gegenstand von **Vorsorgebemühungen** sein (vgl. Abb. 2).

Zur toxikologischen Gewichtung von Schadstoffkonzentrationen lassen sich die von Dieter et al. [8] vorgeschlagenen dimensionslosen toxikologischen Bewertungszahlen verwenden (BZ; vgl. Abb. 9). Diese Bewertungszahlen waren zunächst, wie bereits in Abschnitt 2 aufgezeigt, mit dem Ziel entwickelt worden, zusammen mit anderen stoffspezifischen Parametern eine integrierte Gefährdungsabschätzung (Prioritätensetzung) von grund- und trinkwassergefährdenden Altablagerungen zu ermöglichen. Sie lassen sich jedoch auch, wie im folgenden kurz erläutert wird, zur Definition toxikologisch duldbarer und gleichzeitig trinkwasserhygienisch akzeptabler Konzentrationsbereiche an der Trinkwasserfassung und - mit entsprechender Rückrechnung - auch am Kontaminationsort verwenden.

Prioritäre Grundwasser-Kontaminanten aus Altablagerungen (vgl. Abschnitt 2) besitzen besonders häufig Toxische Potentiale im Mittelfeld der Bewertungszahlen zwischen 34 und 67 (Gruppe III in Abbildung 9 und 10). Ihnen werden deshalb im Trinkwasser duldbare Konzentrationen zugeordnet, die sich dort im Mittelfeld der realen Meßwerte befinden (1 - 10 µg/l; Abb. 10). Die Tabellen 5 und 6 zeigen, daß rein toxikologisch duldbare Maximalwerte für diese Substanzgruppe dagegen fast ausnahmslos deutlich höher

GRUPPE	BEWERTUNGSZAHL	TOXIKOLOGISCHE EINSTUFUNG
I	90 → 100	hoch toxisch <u>oder</u> humancarc. <u>oder</u> Initiator
II	68 → 89	stark toxisch <u>und</u> mindestens B2( + 33)
III	34 → 67	stark toxisch <u>oder</u> mässig toxisch und mind. B3( + 22) <u>oder</u> schwach toxisch u. mind. B2( + 33)
IV	12 → 33	mässig tox. <u>oder</u> schwach tox. u. mind. D( + 11)
V	2 → 11	schwach toxisch
VI	1	toxikologisch nicht relevant

Abb. 9: Gruppierung der Toxizitätspotential-Bewertungszahlen aufgrund der toxikologischen Einstufung

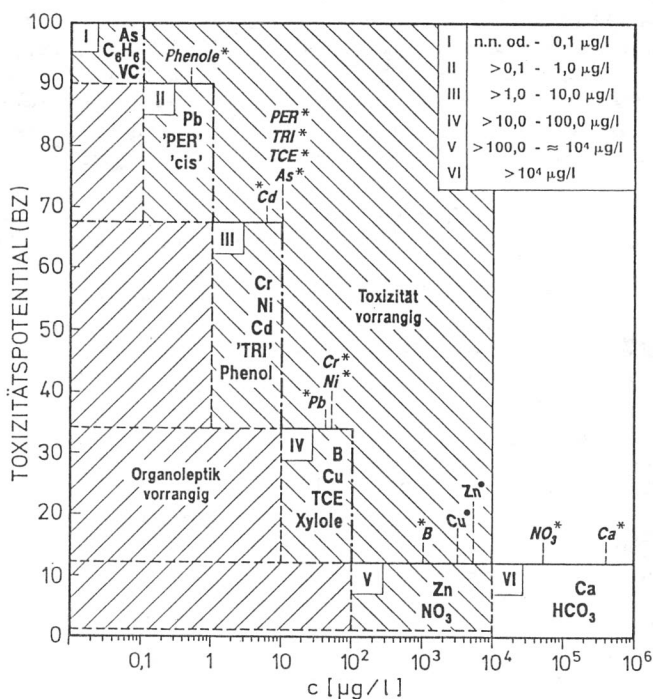


Abb. 10: Konzentrationsbereiche für Grundwasserkontaminanten

- = Richtwerte der TrinkwV
- \* = Grenzwerte der TrinkwV
- BZ = Bewertungszahl

als 10  $\mu\text{g/l}$  liegen würden (Ausnahmen: Hg, Cd). Dennoch werden bereits oberhalb von 10  $\mu\text{g/L}$  (Cd: 5  $\mu\text{g/l}$ ) liegende Konzentrationen dieser Kontaminanten in der Trinkwasserfassung unserem Vorschlag zufolge als im Trinkwasser nicht mehr akzeptabel angesehen. Diskutiert wird zur Zeit auch die Möglichkeit, diesen Konzentrationsbereich bei 3  $\mu\text{g/l}$  (= ca. 0,5  $10^{\log}$ -Einheiten zwischen  $10^{\log 1}$  und  $10^{\log 10}$ ) in Gruppe IIIa (1 - 3  $\mu\text{g/l}$ ) und IIIb (mehr als 3 bis 10  $\mu\text{g/l}$ ) zu unterteilen und der Gruppe IIIa die Toxischen Potentiale von 34-50, Gruppe IIIb diejenigen von 51-67 zuzuordnen. Damit würde eine annähernd gleiche Stufung des Toxizitätspotentials erreicht wie in den angrenzenden Bereichen bzw. der größeren Steilheit der gedachten Rechteck-Diagonale im Bereich von Gruppe III Rechnung getragen (Abb. 10).

Für die Toxischen Potentiale von 68 bis 89 (Substanzgruppe II) wurde im Vergleich dazu die Obergrenze der in der Trinkwasserfassung noch akzeptablen Konzentrationen auf 1,0  $\mu\text{g/l}$  festgelegt. Darin kommt ein dem höheren Toxischen Potential dieser Stoffgruppe entsprechender zusätzlicher Sicherheitsfaktor von 10 zum Ausdruck. Auch hier liegen die meist toxikologisch begründeten Grenzwerte z.T. deutlich über der Gruppen-Obergrenze von 1,0  $\mu\text{g/l}$  (vgl. Tab. 5 und 6).

Hochtoxische, humankarzinogene oder tumorinitiiierende Kontaminanten (Toxische Potentiale zwischen 90 und 100; Gruppe I) dürfen dagegen aufgrund des §2(2) der TrinkwV nicht über der Nachweisgrenze im Trinkwasser enthalten sein. Als pragmatische Untergrenze dieser gesetzlichen Vorgabe erscheinen gesundheitlich allerdings 0,1  $\mu\text{g/l}$  akzeptabel, da es für praktisch keines der initiiierenden Karzinogene (z.B. Vinylchlorid) Risikohochrechnungen gibt, die bei dieser Trinkwasserkonzentration auf ein höheres Lebenszeit-Krebsrisiko als  $1:10^5$  ("akzeptables Risiko" für den Trinkwasser-Konsumenten aus Sicht der WHO und auch der US-EPA) schließen lassen. Meist liegen die hierfür berechneten, maximalen Lebenszeit-Risiken sogar eindeutig tiefer.

Ähnlich wie für die stark und hochtoxischen Stoffe läßt sich diese toxizitätsbestimmte Bewertung tatsächlich gefundener Trinkwasserkonzentrationen auch für die weniger toxischen Stoffe, d.h. in den Bereich **höherer** Konzentrationen (Stoffgruppen IV-VI) in Form einer wieder abflachenden Rechteckfolge fortsetzen (Abbildung 10).

Insgesamt ist im vorliegenden Problembereich bis jetzt kein Stoff bekannt, dessen toxikologischer Vorsorgewert im Trinkwasser tiefer liegt als er sich aus Abbildung 10 ergäbe. Grenzfälle sind Quecksilber und TCE. Quecksilber spielt jedoch als Kontaminante aus Altablagerungen nur eine sehr unbedeutende Rolle und tritt auch sonst als Grundwasser-kontaminante nur sehr selten auf wie die nachfolgende Gegenüberstellung zeigt:

**mean** unbelastete Grundwässer der alten Bundesländer (n=404): 0,0  $\mu\text{g/l}$ ; max 3,0  $\mu\text{g/l}$ ; 10-90%-Perzentilwerte alle 0,0  $\mu\text{g/l}$ ;

**mean** belastete Grundwässer (Altablagerungen) der alten Bundesländer (n=232): 0,1  $\mu\text{g/l}$ ; max. 3,4  $\mu\text{g/l}$ ;

10-90%-Perzentilwerte alle 0,0  $\mu\text{g/l}$ .

Die Grenzwerte der TrinkwV für Quecksilber in Höhe von 1  $\mu\text{g/l}$  und für TCE in Höhe von bis zu 10  $\mu\text{g/l}$  sind im übrigen toxikologisch nicht streng begründbar. Ein von der WHO z.Zt. favorisierter toxikologischer Wert für TCE liegt z.B. weit über 100  $\mu\text{g/l}$ . In

Tab. 5: Trinkwasser-relevante Konzentrationsbereiche anorganischer Prioritätskontaminanten und deren Zuordnung auf die stoffspezifischen Toxizitätspotentiale am Nutzungsort "Trinkwassergewinnung"

SUBSTANZ	TOXIZITÄTS- POTENTIAL BZ	KONZENTRATIONS- BEREICH [µg/l]	TRINKWV- GRENZWERT [µg/l]
As	100	n.n. - 0,1	10
B	31	10 - 100	1.000
Ni	60	1 - 10	50
Cr(VI)	64	1 - 10	50
Cr(III)	56	1 - 10	50
NO <sub>2</sub>	52	1 - 10	100
Pb	82	0,1 - 1	40
Cu	26	10 - 100	(Ri) 3.000
NH <sub>4</sub>	10	100 - ≈ 10.000	500
NO <sub>3</sub>	8	100 - ≈ 10.000	50.000
Zn	10	100 - ≈ 10.000	(Ri) 5.000
Cd	59	1 - 10	5
HCO <sub>3</sub>	1	-	-
Na	1*	≈ 10 <sup>4</sup>	15·10 <sup>4</sup>
Cl	1*	≈ 10 <sup>4</sup>	25·10 <sup>4</sup>
Ca	1	≈ 10 <sup>4</sup>	40·10 <sup>4</sup>
:	:	:	:

\* = Daten können sich noch geringfügig ändern;

(Ri) = Richtwert der TrinkwV

Tab. 6: Trinkwasser-relevante Konzentrationsbereiche organischer Prioritätskontaminanten und deren Zuordnung auf die stoffspezifischen Toxizitätspotentiale am Nutzungsort "Trinkwassergewinnung"

SUBSTANZ	TOXIZITÄTS- POTENTIAL BZ	KONZENTRATIONS- BEREICH [µg/l]	TRINKWV- GRENZWERT [µg/l]
cis-1,2-DCE	74**	0,1 - 1	-
Benzol	100	n.n.	-
▽Tetrachlorethen	74**	0,1 - 1	Σ▽ - 10
Monochlorethen (VC)	100	n.n.	-
▽Trichlorethen	51*	1 - 10	Σ▽ - 10
▽Dichlormethan	47	1 - 10	Σ▽ - 10
Tetrachlormethan	100	n.n.	3
Trichlormethan	65	1 - 10	-
•4-Methylphenol	50*	1 - 10	Σ• 0,5
•2-Methylphenol	56*	1 - 10	Σ• 0,5
trans-1,2-DCE	59**	1 - 10	-
Chlorbenzol	47	1 - 10	-
Ethylbenzol	43**	1 - 10	-
1,4-Dichlorbenzol	46	1 - 10	-
▽1,1,1-Trichlorethan	23	10 - 100	Σ▽ - 10
m-/p-Xylol	18**	10 - 100	-
Naphthalin	42	1 - 10	-
1,2-Dichlorbenzol	37**	1 - 10	-
•2,4,6-Trichlorphenol	52**	1 - 10	Σ• 0,5
•Phenol	32	10 - 100	Σ• 0,5
o-Xylol	18	10 - 100	-
Toluol	9**	100 - ≈ 10.000	-
:	:	:	:

\* = Die Bewertungszahl enthält Sicherheiten für das Fehlen bestimmter Daten

\*\* = Daten können sich noch geringfügig ändern

allen übrigen Fällen liegen toxikologisch begründbare Konzentrationen wesentlich höher als sich aus Abbildung 10 ergäbe.

Dies liegt daran, daß das vorgeschlagene Zuordnungsschema nicht nur die Toxikologie, sondern - in Kenntnis realer Meßwerte - auch die trinkwasserhygienische Seite angemessen berücksichtigt.

Aussagen in einem streng toxikologischen Bezugssystem sind, wie auch auf Experten Diskussionen immer wieder klar wird, häufig mit größeren Unschärfen behaftet. Die hier vorgeschlagene semiquantitative Stoffbewertung, in der bewußt nicht auf scheinbar gut definierte Zahlen zurückgegriffen wird, sondern in der eine toxikologisch und trinkwasserhygienisch plausible Bereichsabgrenzung realer Konzentrationen stattfindet, erscheint demgegenüber "ehrlicher" und sollte der Öffentlichkeit besser zu vermitteln sein.

An einigen Beispielen soll erläutert werden, wie mittels Abbildung 10 die Bewertung tatsächlicher Schadstoffkonzentrationen an der Trinkwasserfassung auch in schwierigeren Fällen erfolgen kann:

- Würde z. B. für Cr(VI) ein altlastbedingter Anteil von mehr als 10 µg/l in der Trinkwasserfassung gefunden, so müßte zuerst einmal festgestellt werden (z.B. Grundwassertransportmodell), ob mit einer weiteren Erhöhung zu rechnen ist; erst dann sollten gegebenenfalls Maßnahmen zur Emissionsminderung/-verhinderung erwogen werden, die mittel- bis langfristig einen Rückgang der Konzentration erwarten lassen (Nach Addition eines lokal vielleicht vorhandenen und von der DIN 2000 für diese Trinkwasserfassung salvierten geogenen Anteils könnten in der Summe dann auch mehr als 10 µg/l verbleiben; Grenzwert: 50 µg/l.)
- Kontaminationen durch Stoffe, die durch Geruch und Geschmack schon unterhalb des dem jeweiligen Toxischen Potential zugeordneten Konzentrationsbereichs stören (Xylole, Kresole, u.a.) sind trotz toxikologischer Irrelevanz schon bei dieser niedrigeren Konzentration nicht mehr akzeptabel.
- Eine Sonderrolle spielen Arsen und Blei. Arsen kann bereits geogen in Konzentrationen im Trinkwasser auftreten, die im Sinne der gesundheitlichen Vorsorge toxikologisch relevant sind. Bevor an einem Arsen-kontaminierten Standort evtl. kostenspielige Maßnahmen erwogen werden, sollte überprüft werden, ob nicht etwa die geogene Arsenbelastung des Trinkwassers Anlaß zur Setzung anderer Vermeidungsprioritäten (Trinkwasseraufbereitung) gibt. Ähnliches gilt für Blei, wenn mit dem zu sanierenden Trinkwasser Haushalte versorgt werden, in denen sich Bleileitungen befinden, deren Entfernung in solchen Situationen dann als erstes ins Auge gefaßt werden sollte.

Zusammenfassend ist zu unterstreichen, daß die hier vorgeschlagene Bewertung von Schadstoffgehalten durch Verknüpfung substanzspezifischer Toxizitätspotentiale mit definierten realen Konzentrationsbereichen am Grundwasser-Nutzungsort "Trinkwasserfassung" den Versuch darstellt, die gewinnungstechnischen Kriterien der DIN 2000 unter Berücksichtigung toxikologischer Gesichtspunkte auch auf solche Trinkwasserfassungen anzuwenden, die vor anthropogenen Kontaminanten aus Punktquellen nicht mehr geschützt werden konnten. Maßnahmen werden zur Gefahrenabwehr nur für solche Standorte vorgeschlagen, die trinkwasserseitig zu Meßwerten führen, die oberhalb

der in Abbildung 10 eingetragen, gruppenspezifischen Konzentrationsobergrenzen liegen. Diese Obergrenzen stellen also trinkwasserhygienische Orientierungsmaßstäbe dar, deren Ziel darin besteht, zunächst die stärksten Auswirkungen grundwasserkontaminierender Altablagerungen zu bewerten und ggf. zu vermindern. Die semiquantitative Abstufung dieser Orientierungsmaßstäbe folgt dagegen toxikologischen Prioritäten (Kriterien). Dieses Vorgehen entspricht dem der DIN 2000 insofern, als auch dort die gewinnungstechnischen den toxikologischen Kriterien übergeordnet sind, sofern sie letzteren nicht widersprechen.

Unser Vorschlag stellt also für den Fall einen der DIN 2000-konformen Bewertungsmaßstab dar, wo eine Trinkwasserfassung zwar durch anthropogene Kontaminationen aus einer Punktquelle ungewollt beeinflusst wird, auf die Grundwassernutzung aber dennoch nicht verzichtet werden soll. Im Sinne von Dieter [1] stellt er insgesamt einen in jeder Hinsicht vertretbaren Kompromiß zwischen der Verträglichkeit und Vermeidbarkeit von Kontaminationen des Trinkwassers sowie der hohen Nützlichkeit jeder **nicht** abgegebenen Trinkwasserressource dar (vgl. Abb. 2).

Unser Vorschlag könnte - bei richtiger Anwendung - verhindern, daß die Vollzugsbehörden und, mangels praktikabler Alternativen, vor allem die Sanierungsunternehmen, die quantitative Ausschöpfung des unterhalb der Grenzwerte der TrinkwV gegebenen toxikologischen Ermessensspielraums oder gar eine quantitativ unverbindliche Interpretation des §2(3) der TrinkwV zur Richtschnur ihres Handels machen.

## 6. Schlußfolgerungen

Das vorgestellte Bewertungsschema ermöglicht eine systematische und untereinander vergleichbare Bewertung einer großen Anzahl von Abfallablagerungen bezüglich ihrer Emissionen in das Grundwasser. Während andere formale Bewertungsverfahren oft nur Informationen aus Akten berücksichtigen mit dem Ziel einer Prioritätensetzung für weitere Untersuchungen, werden hier gemessene Konzentrationen von Emissionen bewertet. Grundlage des Bewertungsverfahrens ist eine deutliche Reduzierung der zu messenden und zu bewertenden Substanzen auf solche, mit denen eine Gefährdungsabschätzung möglich ist (Prioritätskontaminanten). Es erfolgt weiterhin eine Bewertung dieser Prioritätskontaminanten bezüglich ihrer Toxizität und ihrer Grundwassergängigkeit. In Abhängigkeit von der Nutzungssituation des Grundwassers bzw. möglicher Expositionssituationen sowie den Konzentrationen am Nutzungs- bzw. Expositionsort wird schließlich eine Entscheidung über prioritäre Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen für den einzelnen Standort möglich.

Die systematische und formale Vorgehensweise sowie die Anwendung statistischer Verfahren wird es erlauben, das vorgestellte Bewertungsverfahren zu automatisieren. Hierfür bietet sich ein Expertensystem an. Grundlage könnte eine Datenbank sein, in der Konzentrationen von Schadstoffen im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen, geogene "background"-Konzentrationen beispielsweise aus einem Grundwassergütemeßnetz sowie notwendige physiko-chemische Stoffkenndaten und toxikologische Informationen abgespeichert sind. Die Auffüllung der Datenbank mit neuen Informationen

würde eine stets an den aktuellen Stand der Erkenntnisse angepaßte Bewertung ermöglichen.

## 7. Literatur

1. Dieter, H.H.: Grenzwerte zwischen Nützlichkeit, Verträglichkeit und Vermeidbarkeit von Belastungen. UPR 9 (1989), 407-413
2. Milde, G.; Friesel, P. und Kerndorff, H.: Wege zur Erfassung sanierungsbedürftiger Altlasten und Kriterien zur Festlegung von Sanierungszielen. In: "Altlastensanierung aus der Sicht des Gewässerschutzes", Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz, Band 52, Bonn (1986), 7-45
3. Kerndorff, H.; Brill, V.; Schleyer, R.; Friesel, P. und Milde, G.: Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen. Ergebnisse hydrogeochemischer Untersuchungen. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, WaBoLu-Heft 5/1985
4. Plumb, Jr., R.H.: Disposal site monitoring data: observation and strategy implications. Proceedings of the Second Canadian/American Conference on Hydrology, (B. Hitchon and M. Trudell, eds.) "Hazardous Wastes in Groundwater: a soluble dilemma", Banff, Alberta, Canada (1985), 66-67
5. Arneth, J.-D.; Schleyer, R.; Kerndorff, M. und Milde, G.: Standardisierte Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten. I. Grundlagen sowie Ermittlung von Haupt- und Prioritätskontaminanten. Bundesgesundheitsblatt 31, Heft 4 (1988), 117-123
6. Schleyer, R.; Arneth, J.-D.; Kerndorff, H.; Milde, G.; Dieter, H. und Kaiser, U.: Standardisierte Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten. II. Stoffbewertung, Expositionsbewertung und ihre Verknüpfung. Bundesgesundheitsblatt 31, Heft 5 (1988), 160-168
7. Schleyer, R.; Milde, G.; Kerndorff, H. und Arneth, J.-D.: Erkennung, Charakterisierung und Bewertung von Grundwasserbeeinflussungen durch Altablagerungen. Proceedings Environtech Vienna 1989, Band 2.3 Sonderabfall und Altlasten, herausgegeben vom Umweltbundesamt (Wien) und Internationale Gesellschaft für Umweltschutz (IGU), Westarp Wissenschaften, Essen
8. Arneth, J.-D.; Kerndorff, H.; Brill, V.; Schleyer, R.; Milde, G. und Friesel, P.: Leitfaden für die Aussonderung grundwassergefährdender Problemstandorte bei Altablagerungen. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, WaBoLu-Heft 5/1986

9. Dieter, H.H.; Kaiser, U. and Kerndorff, H.: Proposal on a Standardized toxicological evaluation of chemicals from contaminated sites. *Chemosphere* 20 (1990), nos. 1-2, 75-90
10. Kinzelbach, W.: Groundwater Modelling - an Introduction with Sample Programs in Basic. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo (1986), O. 333. BGR: Tätigkeitsbericht 1983-84. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1985
11. BGR: Tätigkeitsbericht 1983-84. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 1985
12. Protic, M. and Sabljic, A.: Quantitative Structure-activity relationships of acute toxicity of commercial chemicals on fathead minnows: effect of molecular size. *Aquatic Toxicology*, 14 (1989), 47-64
13. Arneth, J.-D.; Milde, G.; Kerndorff, H. and Schleyer, R.: Waste Deposi Influences on Groundwater Quality as a Tool for Waste Type and Site Selection for Final Storage Quality. In: *Lecture Notes in Earth Sciences* 20. Peter Baccini (Ed.), The Landfill, Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes, Gerzensee, March 14-17, 1988, Springer Verlag
14. Janicke, W.: Chemische Oxidierbarkeit organischer Stoffe. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, WaBoLu-Berichte 1/1983, Dietrich Reimer Verlag, Berlin
15. Tabak, H.H.; Quare, St.A.; Mashni, Ch.J. and Barth, E.F.: Biodegradability Studies with Organic Priority Pollutant Coumpounds. *Journal WPCF* 53, No. 10 (1981), 1503-1518
16. DIN 2000 - Zentrale Trinkwasserversorgung. Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau und Betrieb der Anlagen; November 1973





# **Gefährdungsabschätzung von Altlasten**

## **Handlungsbedarf aus der Sicht des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen**

*V. Brill*

### **1. Einführung**

Altlasten sind ein Umweltproblem, dessen Ursachen in der Vergangenheit liegen, das jedoch gegenwärtiges Handeln erforderlich macht. Ihre Entstehung ist eng mit der Entwicklung der modernen Industrie- und Konsumgesellschaft, der Praxis des Umganges mit umweltgefährdenden Stoffen in den Betrieben und der in früheren Jahren üblichen Praxis der Abfallbeseitigung verbunden. An vielen ehemaligen Abfallablagerungsplätzen und Betriebsgeländen stehen die Stoffeinträge in Böden, Untergrund und Grundwasser längst nicht mehr im Gleichgewicht mit dem Reinigungs- und Regelungsvermögen dieser Umweltmedien. Sie können zu einer akuten oder latenten Gefährdung der menschlichen Gesundheit und aller Schutzgüter der Umweltpolitik werden.

Obwohl einige der Ursachen, die die Entstehung von Altlasten zur Folge hatten, inzwischen weitgehend ausgeschaltet wurden, können nicht alle Ursachen für Verunreinigungen behoben werden. Das weiterhin eingeschränkte Wissen über die Eigenschaften von Stoffen und die unzureichenden Kenntnisse über deren Verhalten in Abfällen, Wasser, Untergrund, Böden und Luft sowie über ihre Wirkungen auf die betroffenen Schutzgüter, aber auch Fehler und Mängel bei Planung und Kontrolle bewirken auch heute noch das Entstehen von Situationen, die man später vielleicht als altlastenverdächtig ansehen muß. Vor allem Gleichgültigkeit und Leichtfertigkeit, die in der Vergangenheit zu Verunreinigungen beigetragen haben, spielen immer wieder eine wichtige Rolle.

Mit seinem Sondergutachten "Altlasten"\*) [1] hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen eine umfassende Bestandsaufnahme zu diesem umweltpolitisch wichtigen

---

\*) Der vorliegende Text beruht auf Aussagen des Sondergutachtens "Altlasten" des Rates von Sachverständigen und Umweltfragen. Die von der Autorin vorgenommene Auswahl und Zusammenstellung von Aussagen dieses Gutachtens sind notwendigerweise subjektiv und können zu inhaltlichen Verkürzungen führen. Letztlich maßgeblich kann daher nur der Text des Gutachtens sein.

Problem vorgelegt und Politikern, Verwaltungen, Unternehmen und der Öffentlichkeit den derzeitigen und zukünftigen Handlungsbedarf aufgezeigt. Er hat sich in der Hauptsache mit der Bewältigung der vorhandenen, in der Vergangenheit begründeten Altlasten befaßt und hierbei insbesondere mit der Erfassung, der Gefährdungsabschätzung und Sanierung, mit Kosten und deren Finanzierungsmöglichkeiten sowie mit rechtlichen Fragen. Aber auch der Vermeidung der Entstehung von "Altlasten" in der Zukunft ist ein Kapitel des Gutachtens gewidmet.

Obwohl das in 1989 fertiggestellte Gutachten nun schon zwei Jahr alt ist, sind wichtige Aussagen und Empfehlungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen nach wie vor aktuell. Inzwischen sind erste Ansätze erkennbar, Empfehlungen des Rates umzusetzen.

## **2. Definition des Altlastenbegriffes**

Eine allgemein verbindliche Definition für Altlasten existiert in der Bundesrepublik bisher noch nicht. Der Rat hält eine einheitliche Verwendung des Altlastenbegriffes für erforderlich, um eine gleichartige Erfassung und Beurteilung und eine einheitliche Handhabung bei der Gefährdungsabschätzung und bei Sanierungsmaßnahmen zu erreichen. Er schlägt folgende Definition vor:

Altlasten sind Altablagerungen und Altstandorte, sofern von ihnen Gefährdungen für die Umwelt, insbesondere die menschliche Gesundheit, ausgehen oder zu erwarten sind.

### **1. Altablagerungen sind**

- verlassene und stillgelegte Ablagerungsplätze mit kommunalen und gewerblichen Abfällen,
- stillgelegte Aufhaldungen und Verfüllungen mit Produktionsrückständen auch in Verbindung mit Bergematerial und Bauschutt sowie
- illegale ("wilde") Ablagerungen aus der Vergangenheit;

### **2. Altstandorte sind**

- Grundstücke stillgelegter Anlagen mit Nebeneinrichtungen,
- nicht mehr verwendete Leitungs- und Kanalsysteme sowie
- sonstige Betriebsflächen oder Grundstücke,

in denen oder auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen wurde, aus den Bereichen der gewerblichen Wirtschaft oder öffentlicher Einrichtungen.

Kriegs- und rüstungsbedingte Altlasten können sowohl dem Bereich der Altablagerungen als auch dem der Altstandorte zugerechnet werden.

Die o.g. Definition erlaubt eine systematische Unterscheidung von Altlasten und neuen umweltgefährdenden Verunreinigungen, die durch andauernde Aktivitäten verursacht werden. Weiterhin beschränkt sich die Definition auf die kleinflächigen, räumlich enger begrenzten Flächen und schließt die großflächigen, weiträumigen und diffusen Belastungen aus.

Der Rat ist sich bewußt, daß es sich bei diesem Definitionsansatz und bei der Abgrenzung um eine Konvention handelt, die sich auf die heute erkennbaren Schwerpunkte des Altlastenproblems konzentriert. Er befürwortet eine bundesgesetzliche Initiative, durch die Bund und Länder an die Definition gebunden werden.

Der Altlastenbegriff ist mit dem Begriff der Gefährdung verknüpft. Demgegenüber sind Altablagerung und Altstandort hinsichtlich Verunreinigung und Gefährdung wertfreie Bezeichnungen. Bei diesen Flächen besteht jedoch der Verdacht, daß Verunreinigungen vorliegen und daß diese eine Gefährdung für Mensch und Umwelt bedeuten können. Altablagerungen und Altstandorte werden daher bis zur Falsifizierung oder Verifizierung dieses Verdachts auch als altlastenverdächtige Flächen bezeichnet.

### 3. Grundlagen für die Gefährdungsbeurteilung

Zur Beurteilung, ob von altlastenverdächtigen Flächen Gefährdungen ausgehen oder zu erwarten sind, müssen diese Flächen einer Gefährdungsabschätzung unterzogen werden.

Nach der Erfassungsphase, in der die Altablagerungen und Altstandorte lokalisiert und alle verfügbaren Informationen gesammelt werden, umfaßt die Gefährdungsabschätzung die Beurteilung des Gefährdungspotentials der erfaßten Altablagerungen und Altstandorte einschließlich der hierfür erforderlichen Untersuchungen. Hierbei muß festgestellt werden, welche Gefährdungen im einzelnen durch welche Stoffe und für welche Schutzgüter bestehen oder zu erwarten sind. Aus der Gefährdungsbeurteilung ergeben sich Notwendigkeit und Dringlichkeit von weiteren Maßnahmen, die in der letzten Phase, der Sanierungs- und Überwachungsphase, umgesetzt werden (Abb. 1).

Die Gefährdungsabschätzung spielt demnach eine zentrale Rolle bei der Lösung des Altlastenproblems, da von ihr die Entscheidung über Folgemaßnahmen abhängt.

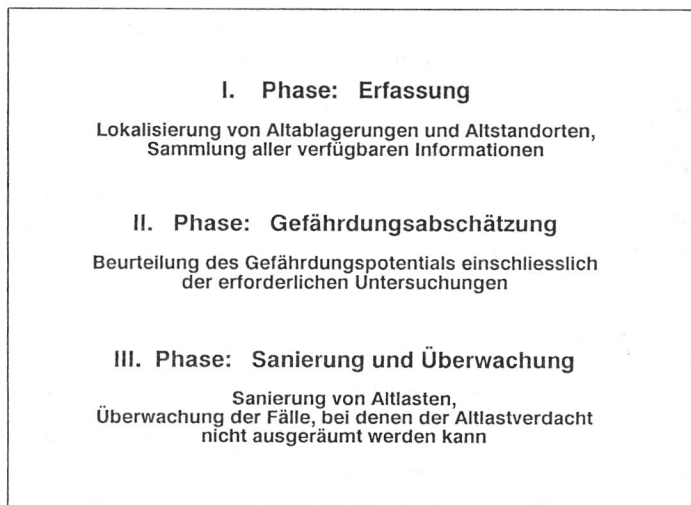


Abb. 1: Bearbeitungsphase altlastverdächtigter Flächen und Altlasten

### 3.1 Elemente der Gefährdungsbeurteilung

Bei der Beurteilung des Gefährdungspotentials geht der Rat von drei miteinander verknüpften Grundelementen aus:

- die Eigenschaften und Mengen der abgelagerten bzw. ins Erdreich eingedrungenen Stoffe einschließlich der Reaktionsprodukte,
- die räumlichen und zeitlichen Möglichkeiten und Wahrscheinlichkeiten einer Ausbreitung der Schadstoffe,
- Art und Umfang der Exposition von Schutzgütern in Verbindung mit der vorhandenen oder geplanten Nutzung.

Der Rat sieht nicht in dem Vorhandensein von umweltgefährdenden Stoffen an sich schon eine Gefährdung. Hinzukommen muß eine gewisse Wahrscheinlichkeit, daß die Schadstoffe in die Umwelt freigesetzt werden und sich ausbreiten und daß sie in einem Umfang in Kontakt mit Schutzgütern kommen, der zu einer schädigenden Wirkung führen kann. Als Schutzgüter gelten insbesondere die Gesundheit des Menschen, weiter die Umweltmedien Wasser, Boden, Luft, die Pflanzen und Tiere mit ihren Ökosystemen, aber auch Sachgüter.

Entscheidend sind also diejenigen Eigenschaften der Stoffe, die deren Freisetzung und Ausbreitung sowie deren Wirkung bestimmen. Aufgrund der Vielzahl möglicher Schadstoffe ist es erforderlich, sich auf eine begrenzte Zahl relevanter Stoffe festzulegen, auf die sich eine Beurteilung des Gefährdungspotentials stützen soll. Der Rat verweist auf die Informationsschrift der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, in der eine Auswahl der wichtigsten Stoffe zusammengestellt sind, die bei Altlasten hinsichtlich ihres Vorkommens, ihrer Mobilität, Toxizität, Bioakkumulierbarkeit, Abbaubarkeit und ihres Langzeitgefährdungspotentials relevant sein können [2]. Er empfiehlt, diese erarbeiteten Beurteilungshilfen laufend zu verbessern und zu vervollkommen.

Für die Beurteilung der Freisetzung und Ausbreitung in den Umweltmedien müssen die Zustandsformen und Verhaltensweisen der Schadstoffe in den Umweltmedien sowie die Beschaffenheit und Verhältnisse der Umweltmedien in ihren Wechselwirkungen betrachtet werden.

Bei den Umweltmedien Wasser, Boden und Luft, die Schutzgüter und zugleich Ausbreitungs- bzw. Durchgangsmedien für Schadstoffe sind, erfolgt die Exposition gegenüber Schadstoffen zunächst unabhängig von einer Nutzung durch den Menschen. Demgegenüber hängt der mögliche Kontakt mit Schadstoffen und deren Aufnahme bei anderen Schutzgütern und besonders beim Menschen ganz wesentlich von der Nutzung der Altablagerung bzw. des Altstandortes und der durch sie beeinflussten Umgebung ab.

Bei der Beurteilung der Belastungen der Schutzgüter steht der Schutz der menschlichen Gesundheit im Vordergrund. Nach Auffassung des Rates muß die Gefährdungsabschätzung aber nicht nur den Schutz des Menschen und seiner Nutzungsinteressen, sondern auch den Schutz von Ökosystemen an sich vor möglichen Schädwirkungen berücksichtigen. Der im Umweltgutachten 1987 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen beschriebene Weg eines dichotomischen Schutzgutdenkens [3] sollte auch auf den Bereich der Gefährdungen durch Altlasten angewendet werden. Im Interesse einer Di-

chotomisierung des Schutzgutdenkens im Altlastenbereich ist daher über den Stellenwert der Abwehr von Gefahren für Leben und Gesundheit des Menschen einerseits sowie für die belebte und unbelebte Umwelt andererseits bundesweit Einigkeit herbeizuführen.

Probleme bei der Gefährdungsbeurteilung ergeben sich aus den heute noch vorhandenen Wissenslücken vor allem im Zusammenhang mit altlastenrelevanten Stoffen und deren Eigenschaften. Der Rat sieht Forschungsschwerpunkte im Bereich der Ausbreitung von Stoffen sowie der Human- und mehr noch der Ökotoxikologie bezüglich der langfristigen Wirkungen von altlastenrelevanten Schadstoffen und der Wirkungszusammenhänge.

### **3.2 Stoff- und konzentrationsbezogene Beurteilungskriterien**

Für die Erkennung und Beurteilung von Verunreinigungen der Umweltmedien und damit für die Beurteilung des Gefährdungspotentials altlastenverdächtiger Flächen werden stoff- und konzentrationsbezogene Werte als Beurteilungsmaßstab benötigt. Hierfür werden Referenz-, Orientierungs-, Prüf- und Höchstwerte herangezogen.

Referenzwerte, die außerhalb des Einflßbereichs einer altlastenverdächtigen Fläche ermittelt werden, dienen der Erkennung von Verunreinigungen. Orientierungswerte sind unverbindliche Werte und lediglich als Vergleichsgröße heranzuziehen.

Prüfwerte sind dagegen Werte, deren Überschreiten weitere Maßnahmen anzeigt. Sie sollen medienbezogen, schutzgut- und nutzungsabhängig so festgelegt werden, daß bei ihrer Überschreitung Gefährdungen bestehen können. Der Rat weist darauf hin, daß vor einer Übernahme von Werten aus bestehenden Prüfwertlisten eine kritische Prüfung erfolgen sollte, um eine Fehlbewertung zu vermeiden.

Werden durch die Auswirkungen einer Altlast die für eine konkrete Nutzung maßgeblichen und rechtlich verbindlichen Höchstwerte überschritten, müssen Maßnahmen, sei es an der Altlast oder am Schutzgut erfolgen.

Der Rat ist der Auffassung, daß die Anwendung von Referenz-, Orientierungs-, Prüf- und Höchstwerten wegen der komplexen Zusammenhänge nicht starr erfolgen darf. Sie sind Teil der Methodik, die der Feststellung von Verunreinigungen und der Abschätzung von Gefährdungen dient. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, daß sich nicht alle Auswirkungen von Altlasten durch Zahlenwerte beurteilen lassen. Der Rat gibt im Altlastengutachten [1] eine Reihe von Hinweisen, die bei der Anwendung der genannten Zahlenwerte zu beachten sind.

Der Rat sieht geeignete Prüfwerte besonders für die Beurteilung von Bodenbelastungen als nützlich an. Er erwartet die differenzierte Festlegung von weiteren Werten in Abhängigkeit vom Bodentyp, der Bodennutzung und den zu erfüllenden Bodenfunktionen. Sie sollte möglichst bundeseinheitlich erfolgen.

## **4. Anforderungen an die Vorgehensweise bei der Gefährdungsabschätzung**

### **4.1 Grundsätze**

Die gegenwärtige Praxis der Gefährdungsabschätzung ist gekennzeichnet durch unterschiedliche Vorgehensweise auf Landesebene und auf der Ebene der kommunalen Gebietskörperschaften. Es herrscht eine außerordentliche Vielfalt an Konzepten, Methoden und Kriterien für die Gefährdungsabschätzung, doch es fehlt an allgemein verbindlichen Maßstäben und Vorgehensweisen. Aus der Sicht des Umweltschutzes ist es nicht zu begründen, daß das Gefährdungspotential von altlastenverdächtigen Flächen in den verschiedenen Teilen der Bundesrepublik nach jeweils unterschiedlichen Konzepten ermittelt und bewertet wird.

Der Rat sieht in den Altlasten ein bundesweites Umweltproblem, von dem die Länder zwar aufgrund ihrer verschiedenartigen Wirtschaftsstrukturen in unterschiedlichem Ausmaß betroffen sind, das aber nach bundesweit einheitlichen Grundsätzen behandelt und gelöst werden sollte. Gerade bei der Gefährdungsabschätzung bestehen in der Praxis Unterschiede im Vorgehen und in den Kriterien und Maßstäben, die nicht gerechtfertigt sind. Der Rat fordert daher eine bundesweit einheitliche Strategie in der systematischen Vorgehensweise bei der Gefährdungsabschätzung.

Eine solche Methodik muß einerseits wissenschaftlichen Anforderungen genügen und sollte andererseits den Aufwand an finanziellen Mitteln und personellen Kapazitäten sowie den Zeitbedarf möglichst effizient gestalten. Es ist ein angemessenes Verhältnis zwischen Bearbeitungsaufwand und Höhe des Gefährdungspotentials einer Altablagierung bzw. eines Altstandortes anzustreben.

Der Rat sieht in einem hierarchisch gegliederten, stufenweisen Vorgehen bei der Gefährdungsabschätzung die beste Lösung (Abb. 2). In den mit Untersuchungsschritten abwechselnden Bewertungsprozessen ist immer wieder erneut über das Ausscheiden aus der Bearbeitung oder über erforderliche weitere Untersuchungen und über Folgemaßnahmen zu entscheiden. Auf diese Weise läßt sich der mit jedem Schritt größer werdende Aufwand begrenzen, denn die aufwendigen Arbeiten können auf eine immer geringere Anzahl von Fällen mit nachweislich hohem Gefährdungspotential beschränkt werden.

### **4.2 Untersuchungsstrategie**

In der Phase der orientierenden Untersuchung (Abb. 2) bis zur Erkennung der Altlasten sollte der Aufwand auf das jeweils notwendige Maß beschränkt werden, da diese Untersuchungen bei fast allen altlastenverdächtigen Flächen vorgenommen werden müssen. Der Rat empfiehlt, hierfür verstärkt Mindestuntersuchungsprogramme für die einzelnen Ausbreitungspfade und im Hinblick auf die betroffenen Schutzgüter zu entwickeln. Solche Untersuchungsprogramme liegen erst für wenige Bereiche vor, so z.B. für durch Altablagierungen verunreinigte Grundwässer [4] und für Kulturböden auf Altablagierungen und Altstandorten [5].

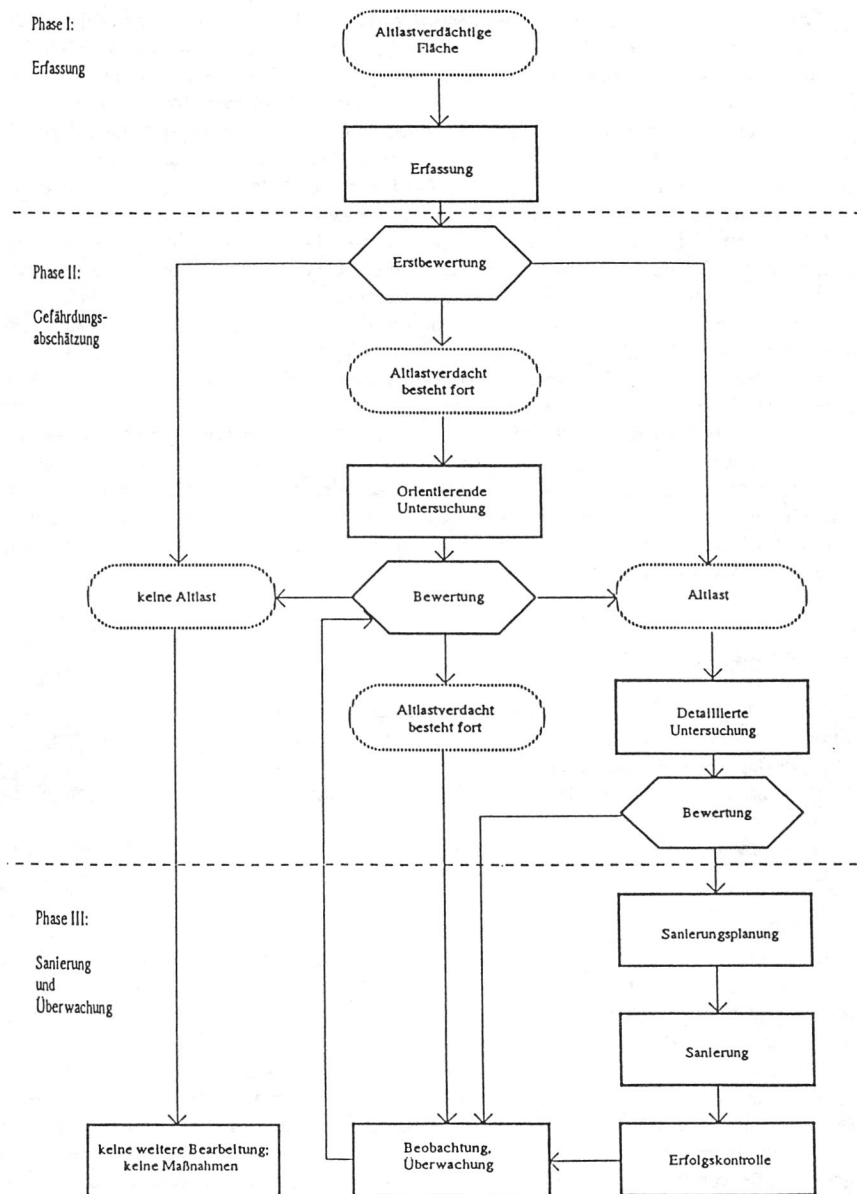


Abb. 2: Vereinfachtes Ablaufschema des Umgangs mit altlastverdächtigen Flächen und Altlasten



Grundsätzlich ergeben sich dabei die Schwierigkeiten, den aus wissenschaftlicher Sicht mindestens erforderlichen Informationsumfang zu bestimmen, der durch die Untersuchungsprogramme gewonnen werden soll, und die notwendige Verständigung hierüber herbeizuführen, die gegeben sein muß, um zu einer einheitlichen Vorgehensweise zu kommen. Diese Probleme sollten jedoch zu lösen sein, wobei Erkenntnislücken durch weitere wissenschaftliche Forschung zu schließen sind. Da der Informationsumfang von den Bewertungsforderungen bestimmt wird, müssen die Untersuchungsprogramme auf die Kriterien abgestimmt sein, die für die Gefährdungsbeurteilung benötigt werden.

Dabei ist ein Untersuchungssystem anzustreben, das die verschiedenen Mindestuntersuchungsprogramme modularartig in ein Gesamtkonzept integriert, das aber auch Spielraum für im Einzelfall sinnvolle Abweichungen bzw. Ergänzungen zuläßt.

Ist eine Fläche als Altlast identifiziert worden, sind in der Phase der detaillierten Untersuchung (Abb. 2) i.d.R. aufwendige Untersuchungen zur Bestimmung von Art und Ausmaß der erkannten Gefährdung erforderlich, die jeweils gezielt den von Fall zu Fall unterschiedlichen Fragen anzupassen sind.

Die Untersuchungen an altlastenverdächtigen Flächen sind medien- und fachübergreifende Aufgaben. Eine Zusammenarbeit von Fachleuten unterschiedlicher Disziplinen sieht der Rat daher als zwingend notwendig an. Auch sind an die Verlässlichkeit der Untersuchungsbefunde hohe Anforderungen zu stellen, da hiervon die richtige Einschätzung der Gefährlichkeit einer Verdachtsfläche abhängt. Der Rat hält deshalb Maßnahmen zur Qualitätssicherung für erforderlich.

#### **4.3 Bewertungsmethodik**

Der Rat empfiehlt, sich bei der Bewertung des Gefährdungspotentials an den zuvor genannten drei Elementen zu orientieren, die das Gefährdungspotential ausmachen, d.h.

- an stoffspezifische Charakteristika,
- an den Standortverhältnissen bezüglich der Stoffemissions- und -ausbreitungsmöglichkeiten sowie
- an der möglichen Exposition von Schutzgütern unter Berücksichtigung der Nutzungsformen.

Dabei gilt es zunächst zu klären, welches die maßgeblichen Einflußgrößen dieser drei Elemente sind, die das Gefährdungspotential für die verschiedenen Schutzgüter auf den einzelnen Ausbreitungspfaden bestimmen. Diese Einflußgrößen sollten bei der Bewertung Verwendung finden; sie stellen die unbedingt erforderlichen Bewertungskriterien dar, auf die die Mindestuntersuchungsprogramme ausgerichtet sein müssen.

Die bisherige Vorgehensweise bei der Bewertung des Gefährdungspotentials nach jeweils unterschiedlichen Methoden auf Landes- und kommunaler Ebene stellt nach Auffassung des Rates keine befriedigende Lösung dar. Der Rat hält eine Beurteilung nach einheitlichen Grundsätzen für geboten und fordert die Erarbeitung von geeigneten allgemein anerkannten Bewertungskriterien und Bewertungsmaßstäben sowie ein darauf

aufbauendes Bewertungskonzept. Ein solches Konzept muß die Bewertung der individuellen Situation des Einzelfalls gestatten.

Der Rat hat sich mit gegenwärtig angewendeten Vorgehensweisen bei der Bewertung des Gefährdungspotentials kritisch befaßt; es sind dies die

- Beurteilung anhand stoff- und konzentrationsbezogener Kriterien, wie Prüfwerte,
- Beurteilung mit Hilfe formalisierter Bewertungsverfahren,
- Beurteilung durch Einzelgutachten von Sachverständigen.

Bei der Bewertung anhand stoff- und konzentrationsbezogener Kriterien spielen vor allem Prüfwerte eine Rolle, da deren Überschreitung weitere Maßnahmen anzeigt, z.B. weitere Untersuchungen oder Sanierungsmaßnahmen. Als bekannteste Prüfwertliste ist hier die sogenannte Niederländische Liste [6] zu nennen.

Der Rat hält die Beurteilung anhand von Prüfwerten allein nicht für ausreichend, um das Gefährdungspotential einer Altablagerung oder eines Altstandortes insgesamt zu erfassen und zu bewerten. Allerdings können Prüfwerte, die die vorhandene Hintergrundbelastung berücksichtigen und die entsprechend der Empfindlichkeit der berührten Schutzgüter und in Abhängigkeit von der Nutzung festgelegt worden sind, ein geeignetes Bewertungsinstrument, insbesondere für die Beurteilung von Bodenbelastungen sein.

Der Rat will Prüfwerte jedoch als Anhaltswerte verstanden wissen, die einen Entscheidungsspielraum offen lassen müssen; ein Überschreiten sollte nicht automatisch Folgemaßnahmen auslösen.

Gegenüber reinen Prüfwertkonzepten bieten sogenannte formalisierte Bewertungsverfahren den Vorteil, weitere das Gefährdungspotential bestimmende Kriterien in die Bewertung einbeziehen zu können. Auch ein solches Bewertungsverfahren muß sich aber auf eine überschaubare Anzahl an Kriterien beschränken, damit das Verfahren handhabbar ist. In dieser Beschränkung und in der Auswahl der Bewertungskriterien liegt eine mögliche Schwäche formalisierter Verfahren. Ein anderes Problem ergibt sich aus der Quantifizierung der Bewertungskriterien und der Art ihrer mathematischen Verknüpfung. Dadurch wird eine Gewichtung vorgegeben, die wissenschaftlich nicht exakt begründbar ist, sondern Plausibilitätskriterien folgt.

Formalisierte Verfahren ermöglichen jedoch, eine große Zahl von Altablagerungen und Altstandorten nach einheitlichen Kriterien und Maßstäben zu bewerten und die Bewertung durchschaubar, nachvollziehbar und nachprüfbar zu machen. Solche Verfahren können nach Auffassung des Rates als Verwaltungsinstrumente für die Entscheidungsfindung nützlich sein.

Auch das Ergebnis einer formalisierten Bewertung soll nicht als zwingende Entscheidung, sondern als Empfehlung gewertet werden, die einer abschließenden Prüfung bedarf.

Die Bewertung des Gefährdungspotentials durch Einzelgutachten von Sachverständigen ermöglicht eine umfassendere Einbeziehung der spezifischen Eigenarten eines Falles als die beiden zuvor genannten Bewertungskonzepte. Die Begutachtung erfordert allerdings umfangreiche fachübergreifende Kenntnisse, so daß ein einzelner Gutachter u.U. nicht in der Lage ist, alle relevanten Umstände sachgerecht zu erfassen und zu bewerten. Die Kenntnisse und die persönlichen Bewertungsmaßstäbe des Gutachters sind entschei-

dend für das Ergebnis. Die Praxis hat gezeigt, daß verschiedene Gutachter bei demselben Objekt zu unterschiedlichen Einschätzungen kommen können. Zudem besteht bei der ausschließlich auf ein Gutachten gestützten Bewertung eher die Möglichkeit unsachgemäßer Einflußnahme auf das Bewertungsergebnis.

Der Rat schlägt vor, im Hinblick auf die Entscheidung über weitere Maßnahmen bei der Gefährdungsbeurteilung die Anwendung eines formalisierten Bewertungsverfahrens mit einer Prüfung durch Expertengremien zu kombinieren. Das Ergebnis der formalisierten Bewertung sollte dabei als Vorentscheidung gewertet werden, die von einem Gremium von Experten geprüft wird mit der Möglichkeit, sie gegebenenfalls zu korrigieren. Je besser das formalisierte Verfahren konzipiert ist, um so weniger Änderungen wird das Expertengremium vorzunehmen haben und um so einheitlicher kann die Bewertung der großen Zahl von Altablagerungen und Altstandorte erfolgen. Es ist deshalb auch bei dieser kombinierten Bewertungsweise entsprechende Sorgfalt auf das formalisierte Verfahren zu verwenden.

## 5. Ausblick

Um die von ihm geforderte bundesweit einheitliche Vorgehensweise zu erreichen, hält der Rat eine bundeseinheitliche Regelung für den besten Weg, der einer länderübergreifenden Lösung vorzuziehen ist.

Zudem hat der Rat die Möglichkeit der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, durch die von ihr erarbeitete Informationsschrift Altablagerungen und Altlasten [2] zu einer länderübergreifenden Übereinkunft zu kommen, eher skeptisch beurteilt. Das in dieser - inzwischen verabschiedeten und veröffentlichten - Schrift zum Ausdruck kommende Maß an Gemeinsamkeit ist nach den Vorstellungen des Rates nicht ausreichend.

Der Rat hat deshalb den Bund aufgefordert, seine bisherige Abstinenz in der Altlastenfrage aufzugeben und in naher Zukunft eine gesetzliche Ermächtigung zum Erlass geeigneter Verwaltungsvorschriften mit erhöhtem Verbindlichkeitsgrad zu schaffen. Auf dieser Grundlage sollten entsprechende Verwaltungsvorschriften nach sorgfältig und umfassend ermittelten wissenschaftlichen und technischen Erkenntnissen erlassen werden. Ein solches Vorgehen ist der alternativ in Erwägung zu ziehenden Einführung abgestimmter Länderverwaltungsvorschriften vorzuziehen.

Diese Empfehlungen des Rates werden inzwischen offenbar aufgegriffen und es sind erste Ansätze einer Umsetzung erkennbar. Die Bundesregierung plant, einheitliche Kriterien und Rahmenbedingungen für die Erfassung und die Gefahrenbeurteilung sowie Vorgaben für Sanierungsziele im vorgesehenen Bodenschutzgesetz vorzugeben [7]. Sie arbeitet gemeinsam mit Sachverständigen an entsprechenden Maßstäben und Bewertungsverfahren, die mittelfristig in einer TA Altlasten festgelegt werden sollen.

## Literatur

1. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Altlasten. Sondergutachten. (1989). Verlag Metzler Poeschel, Stuttgart, 1990
2. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Informationsschrift Altablagerungen und Altlasten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 37; zugleich LAGA-Mitteilungen 15, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1991
3. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten. (1987). Verlag W. Kohlhammer, Mainz, 1988
4. Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Friesel, P., Milde, G.: Erfassung grundwasser-gefährdender Altablagerungen. WaBoLu-Hefte 5/1985. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin
5. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF): Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden zur Gefährdungsabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung. Eigenverlag, Recklinghausen, 1988
6. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Nederlande: Leidraad Bodemsanering, Deel II, Technisch-Inhoudelijk Deel - Afl. 4, Sdu uitgeverij, - 's-Gravenhage, 1988
7. Schnurer, H.: Strukturwandel und Altlastenproblematik in den neuen Bundesländern. Vortragsmanuskript. Erkundung und Sanierung von Altlasten, 7. Bochumer Altlastenseminar 1991, vom 2. bis 3.4.1991



# **Anorganische und organische Inhaltsstoffe im Regenwasserabfluß und ihr Verhalten in der Untergrundpassage**

*R.Leschber, K.-D.Pernak und U.Zimmermann*

## **1. Einleitung**

Umfangreiche Untersuchungen des Straßenoberflächenwassers wurden von Golwer und Schneider (1) an Autobahnen und Straßen nordöstlich des Flughafens Frankfurt/Main, von Krauth und Klein (2) an den Autobahnen A81 bei Pleidelsheim und A6 bei Obereisesheim bzw. von Gäth, Sternheim und Frede (3) an einer zweispurigen Straße am Gießener Ring durchgeführt.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß der CSB, die Blei-, Cadmium- und Kupferkonzentrationen im Regenwasserabfluß die nach dem Abwasserabgabengesetz (4) geforderten Schwellenwerte überschreiten. So werden an der A6 bzw. A81 der Grenzwert beim CSB um das 5-fache und der Bleigehalt um das 4 - 5-fache sowie am Gießener Ring der Grenzwert für Gewässereinleitungen für Blei um das 6-fache und für Cadmium um das 4-fache überschritten.

Aus einem städtischen Einzugsgebiet von Bayreuth wurden in einem Regenüberlaufbecken neben den o.g. Schwermetallen, polycyclische Aromaten und polychlorierte Biphenyle, die überwiegend an Schwebstoffen gebunden vorlagen, in Konzentrationen von 0,2 - 7 mg/kg Fluoranthen, 0,2 - 6 mg/kg Benzo(a)pyren und 0,4 - 1,0 mg/kg PCB gefunden (5).

Sofern eine räumliche Konzentrierung der Niederschlagswässer bei Abläufen von befestigten und versiegelten Flächen erfolgt und deren Zuführung in den Untergrund beabsichtigt ist, besteht die Gefahr, daß das Stoffrückhaltevermögen der oberen aktiven Bodenzone überschritten wird und eine Kontamination des Untergrundes und des Grundwassers eintritt.

Im Rahmen eines BMFT-Verbundprojektes werden in Berlin umfassende Messungen an zentralen Versickerungseinrichtungen mit unterschiedlich belasteten Niederschlagsabflüssen vorgenommen und zwar an einer Teichversickerung in Berlin-Dahlem am Pücklerpfuhl und an einer Beckenversickerung in Berlin-Spandau am Spektebecken.

An diesen Standorten wird das Verhalten der Niederschlagswässer bei der Zuführung zum Grundwasser untersucht, d.h. es werden Proben aus den Regenwasserabläufen, aus den Versickerungseinrichtungen und dem Grundwasserabstrom der Regenwasser-

versickerung entnommen. Dabei werden das Verhalten und der Verbleib von anorganischen und organischen Substanzen in der aktiven oberen Bodenschicht, in der ungesättigten und gesättigten Zone ermittelt.

## **2. Geographische Einordnung und hydrogeologische Situation der Versickerungseinrichtungen**

### **2.1. Pücklerpfuhl**

Der Pücklerpfuhl befindet sich in Berlin-Dahlem im westlichem Teil der Grundmoränenplatte des Teltows und besteht aus zwei natürlichen Versickerungsteichen, die durch einen künstlichen Überlauf verbunden sind und eine maximale Wassertiefe von 2,20 m haben.

Der Flurabstand beträgt 12 m; der Grundwasserspiegel schwankt zwischen +31 und +32 m ü. NN, die Grundwasserfließrichtung ist NW (Abb.1).

Das Einzugsgebiet der Regenwasserkanalisation umfaßt ein ca. 115 ha großes Wohngebiet mit z.T. hoch belasteten Verkehrsflächen.

Ein geologisches Bodenprofil ergab, daß unter den Fein- und Mittelsanden des Weichselglazials 0,5 m schluffiger Faulschlamm des Eem-Interglazials folgen. Darunter wurde eine 12 m mächtige Schicht des Saaleglazials erbohrt, die aus Fein-, Mittel- und Grobsanden besteht (Abb.2).

Die Korngrößenverteilung aus den unterschiedlichen Tiefen weist den Boden als mittelsandigen bis schluffigen Feinsand aus (Abb.3).

### **2.2. Spektebecken**

Das Spektebecken, dessen Seitenwände mit Betongittersteinen befestigt sind, liegt in einer Bodenmulde in einem reinen Siedlungsgebiet im Westteil des Berliner Urstromtals im Stadtbezirk Spandau. Dieses Urstromtal wird in WNW - ESE Richtung von einem holozänen Rinnenzug durchzogen. Die durchschnittliche Beckentiefe beträgt 1,25 m.

Der Flurabstand außerhalb liegt bei 4 - 10 m, innerhalb der Mulde bei 2 m, die Grundwasserfließrichtung ist NW (Abb.4).

Das Einzugsgebiet der Regenwasserkanalisation umfaßt ein ca. 25 ha großes Siedlungsgebiet.

An der Erdoberfläche stehen Sande der Weichseleiszeit bzw. im Muldenbereich holozäne Bildungen wie Faulschlamm und humose Sande an (Abb.5).

## **3. Untersuchungseinrichtungen**

Die vom Niederschlagsgeschehen belasteten Wässer aus den Regenwasserabläufen werden am Pücklerpfuhl aus einem offenen Auslaufrohr Nennweite 80 cm und am Spek-





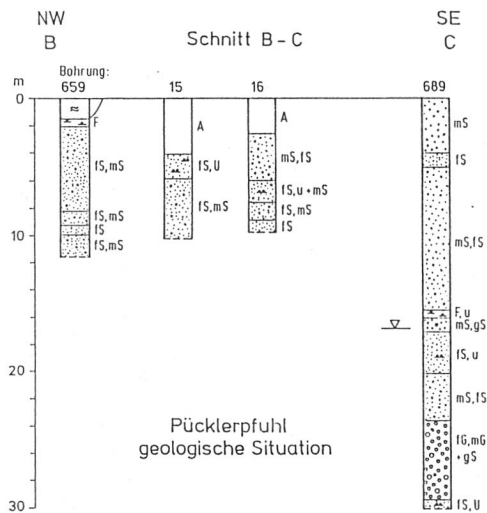
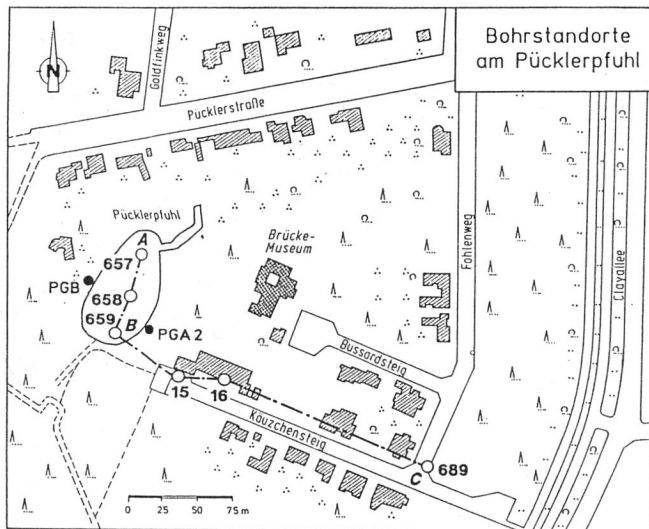


Abb. 2: Geologisches Bodenprofil im Bereich der Regenwasserversickerung am Pücklerpfuhl

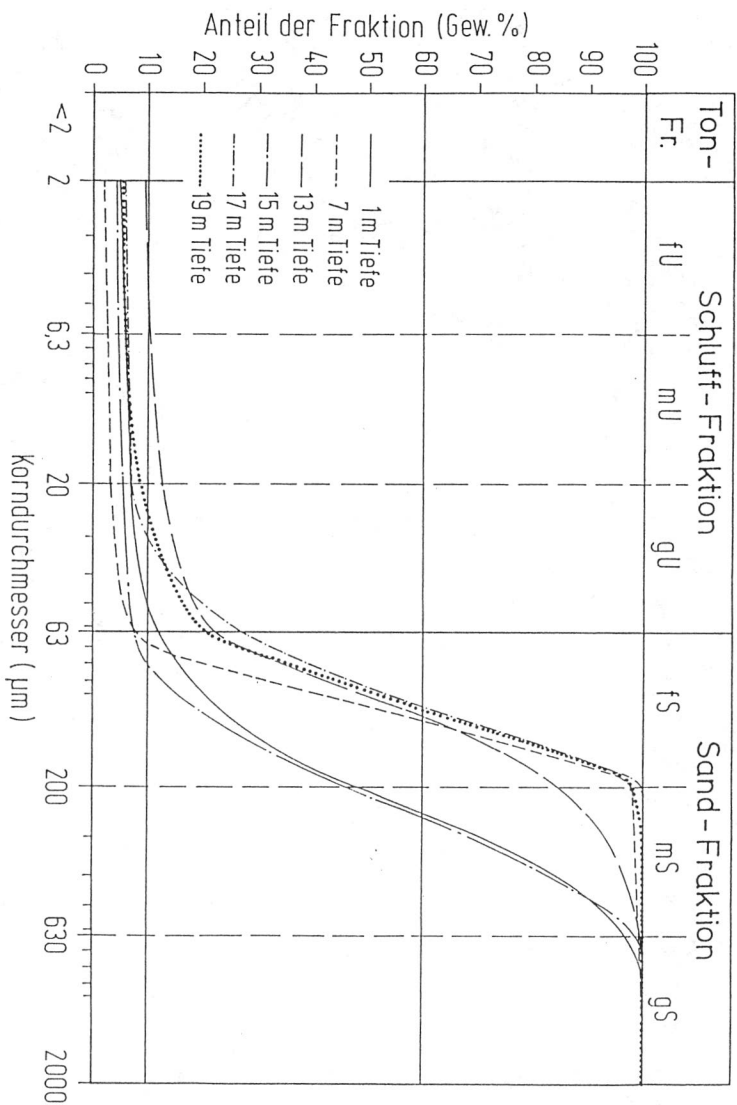


Abb. 3: Korngrößenverteilung in der ungesättigten Bodenzone am Pückerpfuhl

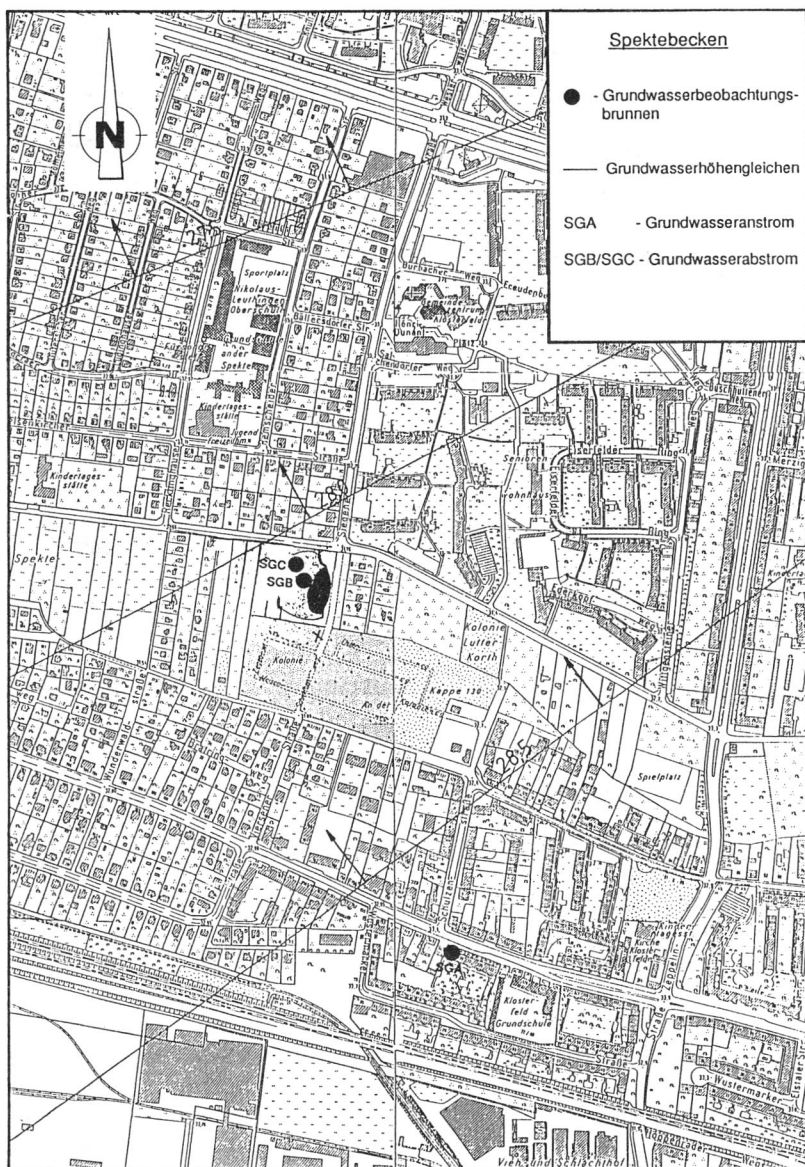
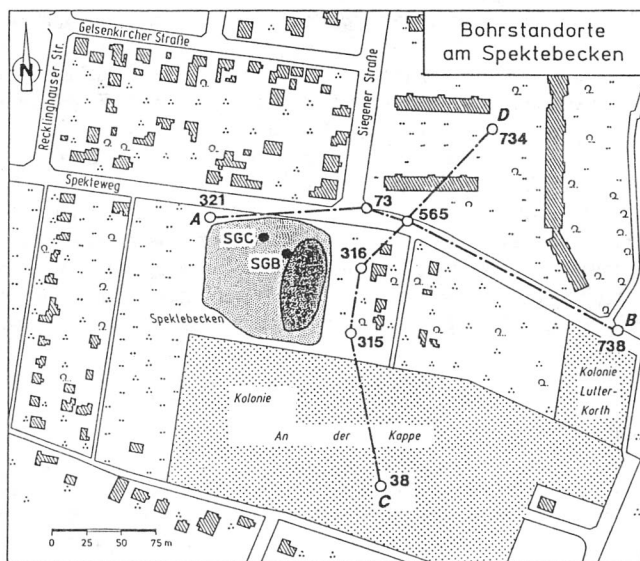


Abb. 4: Grundwasserbeobachtungsbrunnen im Bereich der Regenwasserversickerung Spektebecken



Schnitt A - B

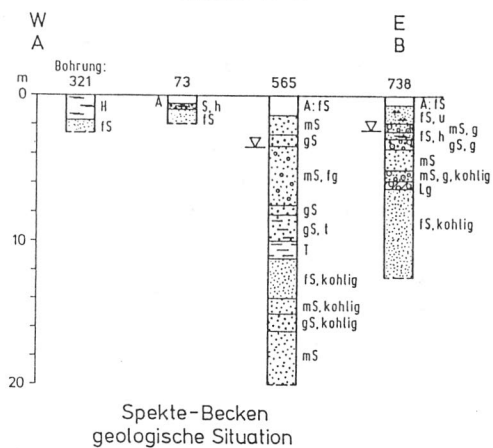


Abb. 5: Geologisches Bodenprofil im Bereich der Regenwasserversickerung am Spektebecken

te Becken aus einem 2,5 m tiefen Kanalsystem manuell mit entsprechenden Gefäßen entnommen.

Zur Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit wurden am Pücklerpfuhl im direkten An- und Abstrom der Versickerungseinrichtung jeweils ein 2"- Pegelbrunnen mit einer Endteufe von 18 m niedergebracht. Im Spekteckenbereich wurden zwei 2"- Grundwassergütemeßstellen bis zu 5 m in 3 und 30 m Entfernung von der Versickerungseinrichtung im Abstrom abgeteuft.

Um die Grundbelastung der gesättigten Bodenzone im Untersuchungsgebiet zu verfolgen, werden senatseigene Pegelbrunnen, die im Grundwasseranstrom ca. 500 m vor den Versickerungseinrichtungen vorhanden sind, in die Beprobung mit einbezogen.

Zur Entnahme von Sickerwasser aus der ungesättigten Bodenzone wurden im Versickerungsbereich des Pücklerpfuhls Keramiksaugkerzen in 1 m, 1,5 m und 2 m Tiefe installiert (Abb.6).

### 3.1 Probenahme

Die Regenwässer werden während und nach den Niederschlagsereignissen aus dem Ablauf der Regenwasserkanalisation mit entsprechenden Glas- und Kunststoffgefäßen entnommen.

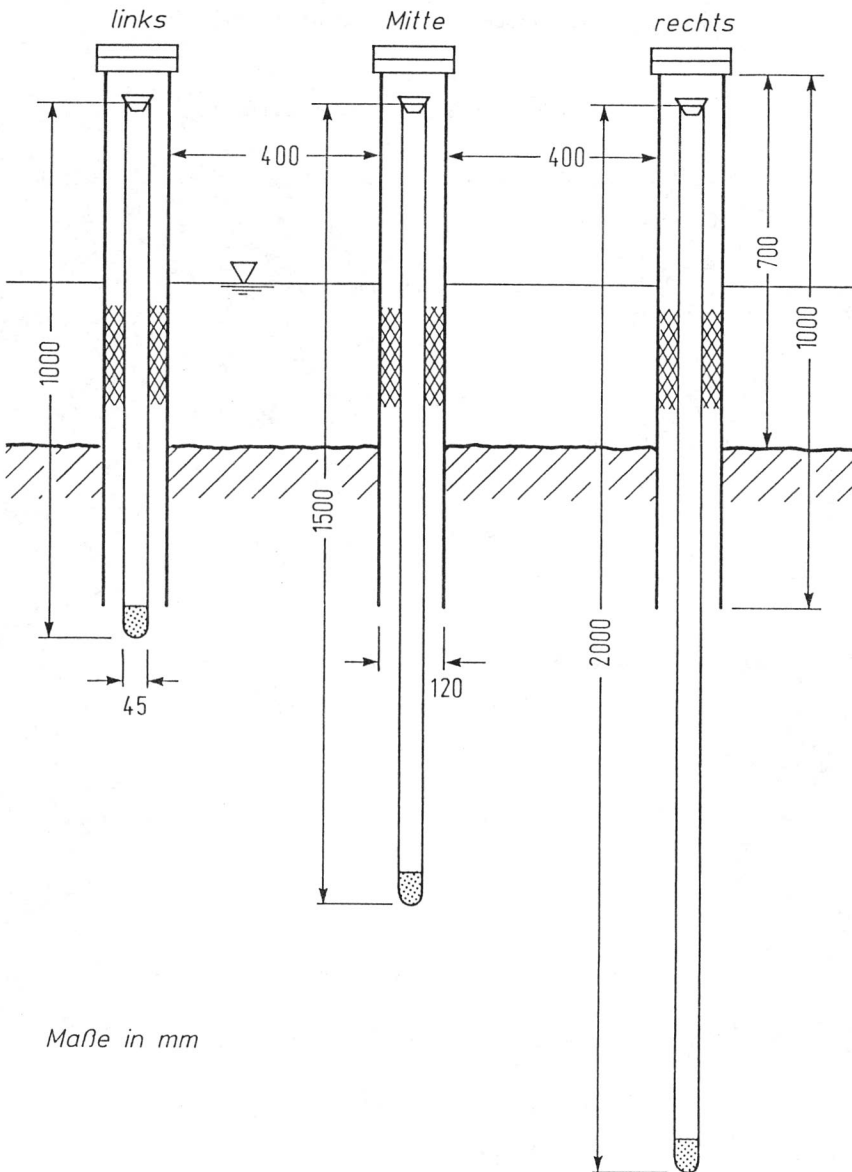
Die Probenahme aus dem Oberflächenwasser der Versickerungseinrichtungen erfolgt mit einem RUTTNER-Schöpfer aus Plexiglas.

Die Grundwassermessstellen werden mit einer vollgekapselten COMBI-COMET Tauchpumpe (24 V) monatlich beprobt. Vor der Probenahme werden die Meßstellen so lange abgepumpt und dabei in einem Meßgefäß kontinuierlich die elektrolytische Leitfähigkeit und der pH-Wert bis zum Erreichen konstanter Meßwerte gemessen, um Hinweise auf eine ausreichende Abpumpzeit (ca. 15 min.) und konstante Grundwasserverhältnisse zu bekommen.

Mit den Saugkerzen wird wöchentlich Bodenwasser in drei verschiedenen Tiefen aus der Versickerungseinrichtung entnommen. Dazu wird mit einer 12 V - Vakuumpumpe ein Unterdruck von ca. 500 mbar angelegt, der entsprechend der Bodenwasserspannung variiert werden kann, so daß das Sickerwasser durch den Keramikkörper dringt und im Kerzenschaft gesammelt wird. Über eine Absaugvorrichtung wird das Sickerwasser in ein Vorratsgefäß gepumpt (Legende zur Probenerfassung siehe Tab. 1).

Um Aussagen über die Schadstoffbelastung des Schlammes in den Versickerungseinrichtungen treffen zu können, wurde ein Probenahmeraster mit 16 Probenahmepunkten im Pücklerpfuhl und 9 Probenahmepunkten im Spektecken festgelegt. Die Schlammprobe erfolgte mit einem Beckmann-Birge-Greifer.

Zur Ermittlung des Wanderungs- und Verteilungsverhaltens der anorganischen und organischen Inhaltsstoffe wurden Sedimentproben mit einer Rammkernsondierung aus bis zu 2 m Tiefe im Versickerungs- bzw. unbeeinflussten Uferbereich (Nullfläche) des Pücklerpfuhls entnommen und nach einer entsprechenden Probenaufbereitung den unten genannten Untersuchungsmethoden unterzogen.



Maße in mm

Abb. 6: Keramisaugkerzen zur Entnahme von Sickerwasser aus der ungesättigten Bodenzone im Pücklerpfuhl

Tab.1: Legende zur Probenerfassung und -beschreibung



**Standorte der Regenwasserversickerung**

P - Pücklerpfuhl

S - Spektebecken



**Art des Untersuchungsmediums**

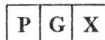
G - Grundwasser

O - Oberflächenwasser

R - Regenwasser

S - Sediment

V - Versickerungswasser

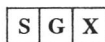


**Grundwasserbeobachtungsbrunnen am Pücklerpfuhl**

A1 - Pegelbrunnen im Anstrom 711 (Spechtstr.)

A2 - Pegelbrunnen im Anstrom (vor der Versickerung)

B - Pegelbrunnen im Abstrom

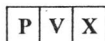


**Grundwasserbeobachtungsbrunnen am Spektebecken**

A - Pegelbrunnen im Anstrom 518 (Seegefelder Str.)

B - Pegelbrunnen im Abstrom 3 m nach der Versickerung

C - Pegelbrunnen im Abstrom 30 m nach der Versickerung



**Meßstellen in der ungesättigten Bodenzone im Pücklerpfuhl**

L - linke Saugkerze in 1 m Tiefe

M - mittlere Saugkerze in 1,50 m Tiefe

R - rechte Saugkerze in 2 m Tiefe

## 4. Untersuchungsmethoden

Die physikalisch-chemischen Untersuchungen der Wasser- und Sedimentproben erfolgen in der Regel nach DIN-Normen/Deutschen Einheitsverfahren. So werden z.B. die eluierbaren bzw. säurelöslichen Anteile von Schwermetallen aus den Sedimenten nach der DIN 38414 Teil 4 u. 7 erfaßt und mit entsprechenden Bestimmungsmethoden quantifiziert.

Die schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe wurden in Anlehnung an den DIN-Entwurf 38407 Teil 2 (F2) bestimmt.

Weitere Einzelheiten über die angewandten anorganischen bzw. organischen Analysemethoden wurden bereits in einer früheren Veröffentlichung beschrieben (6).

## 5. Untersuchungsergebnisse

Die folgenden Meßergebnisse beziehen sich auf den Untersuchungszeitraum Juni 1990 bis August 1991.

### 5.1 Physikalisch-chemische Kenndaten

Der pH-Wert und die elektrolytische Leitfähigkeit sind durchaus als Leitparameter geeignet, um eine Beeinflussung der ungesättigten bzw. gesättigten Bodenzone durch anorganische Kontaminanten feststellen zu können.

Der in dem o.g. Untersuchungszeitraum aufgenommene pH-Wert des Regenwasserablaufs aus der Kanalisation vom Einzugsgebiet des Pücklerpfuhls lag zwischen 6,5 - 8, des Oberflächenwassers im Versickerungsbecken bei 6,5 - 7,6 und des Grundwassers aus den Beobachtungsbrunnen im An- bzw. Abstrom bei 6,9 - 7,5.

Die im Regenwasserkanal und im Versickerungsbecken des Spekteeinzugsgebietes gemessenen pH-Werte lagen jeweils zwischen 7,2 - 7,7. Die im An- bzw. Abstrom des Spektebeckens gelegenen Beobachtungsbrunnen zeigten im Grundwasser einen pH-Wert von 6,7 - 7,5.

Die Leitfähigkeit des Regenwasserablaufs im Pücklerbereich betrug durchschnittlich 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , im Grundwasseranstrom 860  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und im Grundwasserabstrom 320  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Im Spektebecken wurde im Oberflächenwasser eine Leitfähigkeit von durchschnittlich 230  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , im Grundwasseranstrom von 1200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und im Grundwasserabstrom 350  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen.

Über den Untersuchungszeitraum März bis August 1991 wurden ebenfalls der pH-Wert und die Leitfähigkeit vom Sickerwasser aus der ungesättigten Bodenzone im Pücklerpfuhl erfaßt.

Während beim pH-Wert eine leichte Erniedrigung über die Tiefe hin erkennbar ist, steigt die elektrolytische Leitfähigkeit mit der Tiefe an. Der errechnete Mittelwert für die Leitfähigkeit des Sickerwassers aus 2 m Tiefe von rund 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ist ausschließlich auf eine Sickerwasserprobe zurückzuführen, die eine vergleichsweise zu den anderen Pro-



ben hohe Leitfähigkeit von  $636 \mu\text{S}/\text{cm}$  hatte. Bei nicht Berücksichtigung dieses hohen Meßwertes bei der Mittelwertberechnung, ist keine Tiefenabhängigkeit der elektrolytischen Leitfähigkeit erkennbar (Tab.2).

Dagegen zeigen die Sedimentuntersuchungen aus der Versickerungseinrichtung über 80 cm Tiefe eine Abnahme der Leitfähigkeit von  $230 \mu\text{S}/\text{cm}$  in der obersten 10 cm-Schicht bis auf  $60 \mu\text{S}/\text{cm}$  in 40 cm Tiefe, wo die Leitfähigkeit die Werte der unbeeinflussten Nullfläche annimmt (Abb.7).

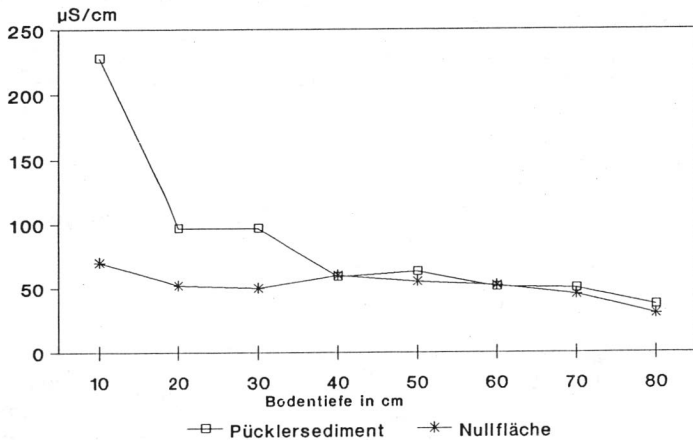


Abb. 7: Profil der elektrolytischen Leitfähigkeit im Sediment der Versickerungseinrichtung Pücklerpfuhl

Die Grundwasserpegelstände in den Beobachtungsbrunnen schwankten vom Juni 1990 - August 1991 am Pücklerpfuhl um ca. 10 - 30 cm und am Spektebecken um 50 - 70 cm.

Die organische Belastung dokumentiert sich in den DOC-Werten. Sie lagen im Pücklereinzugsbereich für den Regenwasserablauf bei  $14 \text{ mg}/\text{l}$ , für das Oberflächenwasser im Versickerungsbecken bei  $10 \text{ mg}/\text{l}$  und für das Grundwasser im Abstrom bei  $3 \text{ mg}/\text{l}$ .

Im Spektebeckenbereich wurden im Regenwasserkanal DOC-Werte von  $10 \text{ mg}/\text{l}$ , im Oberflächenwasser des Versickerungsbeckens  $7,5 \text{ mg}/\text{l}$  und in den beiden im Abstrom gelegenen Beobachtungsbrunnen  $5 - 7,5 \text{ mg}/\text{l}$  gemessen.

AOX konnte nur signifikant jeweils im Regenwasserablauf des Pücklerpfuhls mit  $15 - 25 \mu\text{g}/\text{l}$  und des Spektebeckens mit  $8 \mu\text{g}/\text{l}$  nachgewiesen werden.

Tab. 2: Tiefenabhängige Beschaffenheit des Sickerwassers im Pückerpfuhl

	1 m Tiefe				1,5 m Tiefe				2 m Tiefe			
	<u>min</u>	<u>max</u>	<u>x</u>	<u>n</u>	<u>min</u>	<u>max</u>	<u>x</u>	<u>n</u>	<u>min</u>	<u>max</u>	<u>x</u>	<u>n</u>
pH-Wert	6,7	7,7	7	13	6,5	6,9	6,7	17	6,5	7,1	6,7	18
Leitfähigkeit, $\mu\text{S}/\text{cm}$	96	280	171	13	116	227	174	17	109	636	199	18
Chlorid ( $\text{mg}/\text{l}$ )	1	34	8,6	13	1,6	25	6,5	15	1,5	48	10	16
Sulfat ( $\text{mg}/\text{l}$ )	1	35	14	13	2	27	13	15	1	64	13	16
Natrium ( $\text{mg}/\text{l}$ )	6	31	12	10	5	22	11,5	8	5	57	17	14
Calcium ( $\text{mg}/\text{l}$ )	10	28	19	11	14	25	20	15	13	34	21	17
Blei ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	0,5	15	2,8	12	0,5	7,5	1,8	15	0,8	13	4,3	17
Kupfer ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	2,5	19	6,9	12	2,5	11	7	15	1	74	8,5	17
Nickel ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	4	11	6,6	12	5	15	8,8	15	3	11	5	17
Zink ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	15	760	196	12	510	5000	2900	15	50	420	108	17

x - Mittelwert  
n - Anzahl der Messungen

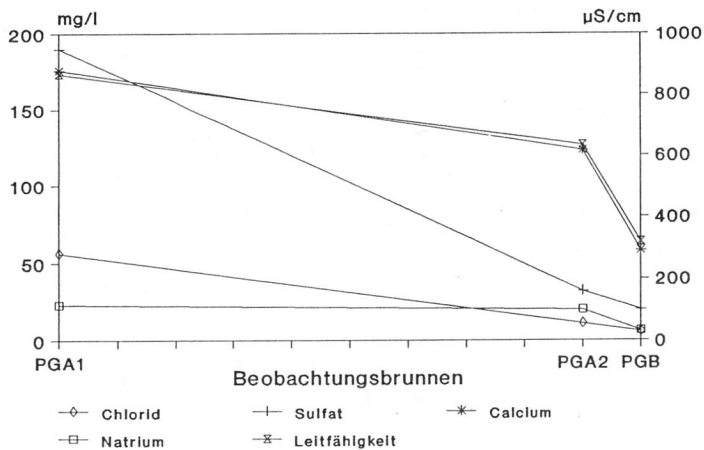


Abb. 8: Grundwasserbeschaffenheit im An- und Abstrom der Regenwasserversickerung Pücklerpfuhl

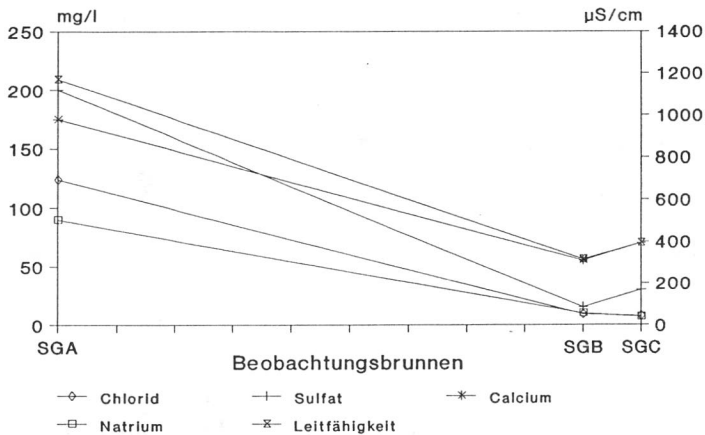


Abb. 9: Grundwasserbeschaffenheit im An- und Abstrom der Regenwasserversickerung Spektebecken

## 5.2 Anorganische Inhaltsstoffe

Auffallend waren die verhältnismäßig hohen Anionen- und Kationenkonzentrationen im Grundwasser der Beobachtungsbrunnen im Anstrom vom Pücklerpfuhl und Spektebecken mit 50 - 120 mg/l Chlorid, 200 mg/l Sulfat, 170 mg/l Calcium und 20 - 90 mg/l Natrium.

Dagegen lagen die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasserabstrom der Versickerungseinrichtungen um das 10-fache, die Natriumkonzentrationen am Pücklerpfuhl um das 3-fache, am Spektebecken um das 10-fache und die Calciumkonzentrationen um das 3-fache niedriger als im Grundwasseranstrom. In den Abb. 8 und 9 ist deutlich die Konzentrationsabnahme der gelösten Salze und die damit verbundene Abnahme der Leitfähigkeit entlang der Grundwasserfließstrecke bis nach der Regenwasserversickerung erkennbar.

Bei der Betrachtung des Cl/Na-Verhältnisses als Maß für die Abweichung vom stöchiometrischen Verhältnis des Natriums zum Chlorid im Natriumchlorid, das im Anstrom 2,4 und im Abstrom der Regenwasserversickerung am Pücklerpfuhl 0,9 bzw. im Anstrom der Regenwasserversickerung am Spektebecken 1,4 und im Abstrom 1,0 beträgt, ist im Grundwasseranstrom ein erhöhter Chloridanteil vorhanden, der auf einen anthropogenen Eintrag hinweist (Streusalz).

Der Eintrag über die Regenwasserabläufe beim Pücklerpfuhl und Spektebecken lag durchschnittlich bei 10 mg/l Chlorid, 30 mg/l Sulfat, 30 mg/l Calcium und 10 mg/l Natrium. Ausnahmen bildeten die am Anfang eines Niederschlagsereignis hohen Konzentrationen von 900 mg/l Chlorid, 130 mg/l Sulfat, 450 mg/l Natrium und 200 mg/l Calcium, die sich im Verlauf des Ereignisses auf die o.g. durchschnittlichen Gehalte verdünnen und die für die Regenwasserversickerung repräsentativen Stoffkonzentrationen wiedergeben.

Chlorid und Natrium lassen im Sickerwasser der ungesättigten Bodenzone einen Konzentrationsanstieg mit der Tiefe erkennen, dagegen sind die Sulfat- und Calciumgehalte in allen drei Entnahmetiefen signifikant nicht zu unterscheiden (Tab.2).

Bei den Schwermetallen weisen Zink und Kupfer im Regenwasserablauf die höchsten Konzentrationen auf, Blei und Nickel nehmen mengenmäßig eine Mittelstellung ein, Cadmium und Chrom sind nur in Spuren vorhanden. Deutliche Unterschiede sind in den beiden Einzugsbereichen der Regenwasserversickerung zu verzeichnen. So liegen im Einzugsbereich des Pücklerpfuhls durchschnittlich 920 µg/l Zink, 125 µg/l Kupfer, 30 µg/l Blei, 8 µg/l Nickel vor, dagegen lag die Schwermetallbelastung beim Spektebecken im Regenwasserablauf durchschnittlich bei 110 µg/l Zink, 10 µg/l Blei, 8 µg/l Kupfer und 5 µg/l Nickel (Abb.10 u. 11).

Bei der Betrachtung der Schwermetallgehalte im Sickerwasser läßt sich bei Blei und Kupfer keine Tiefenabhängigkeit erkennen, dagegen ist bei Nickel ein geringer und Zink ein deutlicher Konzentrationsanstieg in 1,5 m Tiefe erkennbar (Tab.2).

Die aus der Versickerung des Pücklerpfuhls entnommenen Sedimentkerne weisen eine deutliche Tiefenverteilung der Schwermetalle auf. Sämtliche Schwermetalle sind in der obersten Sedimentschicht mit Ausnahme von Nickel am stärksten angereichert. Nickel ist in 30 - 40 cm Tiefe mit der höchsten Konzentration anzutreffen. Blei erreicht

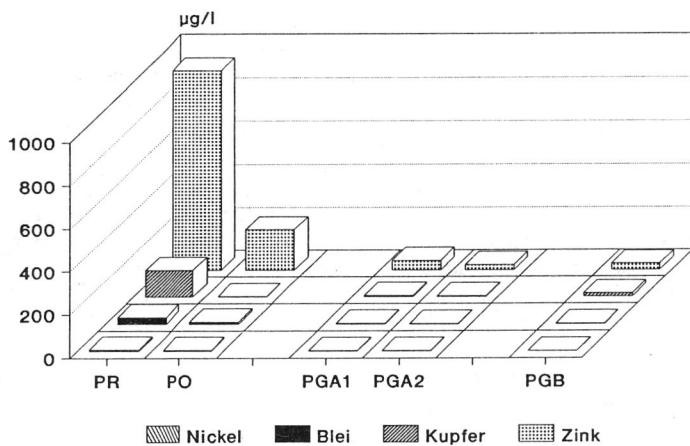


Abb. 10: Schwermetallgehalt im Regenwasserablauf, im Grundwasseran- und -abstrom des Pücklerpfuhls

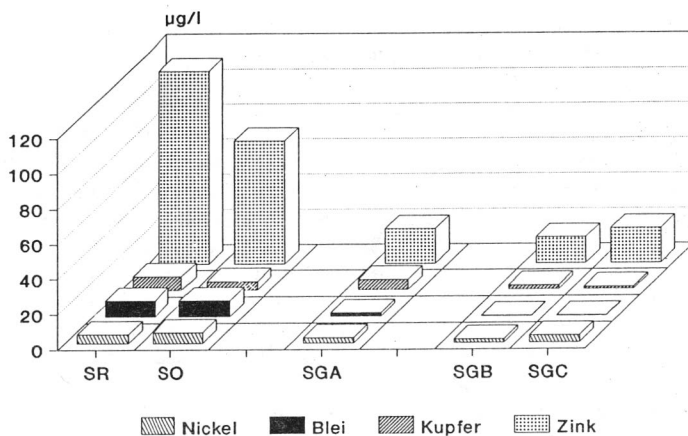


Abb. 11: Schwermetallgehalt im Straßenablauf, im Grundwasseran- und -abstrom des Spektebeckens

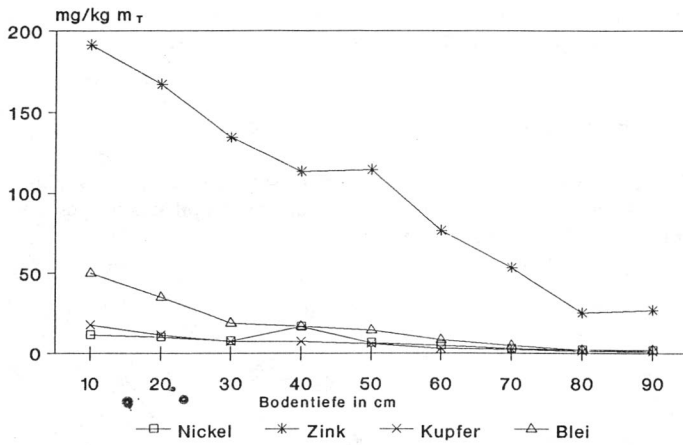


Abb. 12: Tiefenverteilung der Schwermetalle im Sediment des Pücklerpfuhls

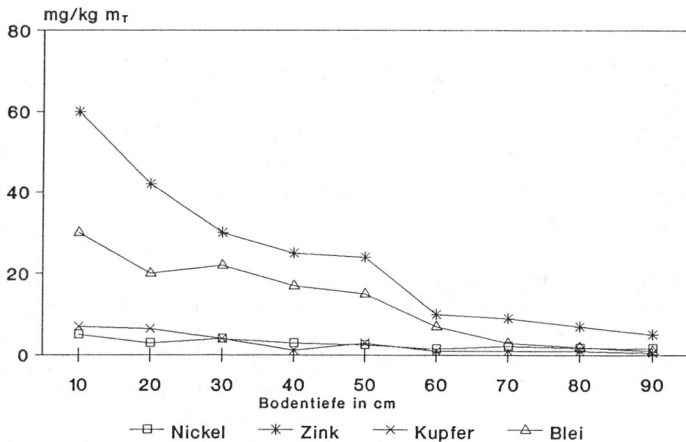


Abb. 13: Tiefenverteilung der Schwermetalle im Sediment einer außerhalb der Versickerung gelegenen Fläche (Nullfläche) am Pücklerpfuhl

bereits in 20 - 30 cm Tiefe, Kupfer in 40 - 50 cm und Nickel in 50 - 60 cm, Zink erst in 60 - 70 cm Tiefe die Grundbelastung der Nullfläche (Abb. 12 u. 13).

### 5.3 Organische Inhaltsstoffe

Die Abb.14 zeigt ein Gaschromatogramm von polychlorierten Biphenylen im Schlamm des Pücklerpfuhls, das gleichzeitig über zwei Kapillarsäulen unterschiedlicher Polarität mit dem ECD aufgenommen wurde.

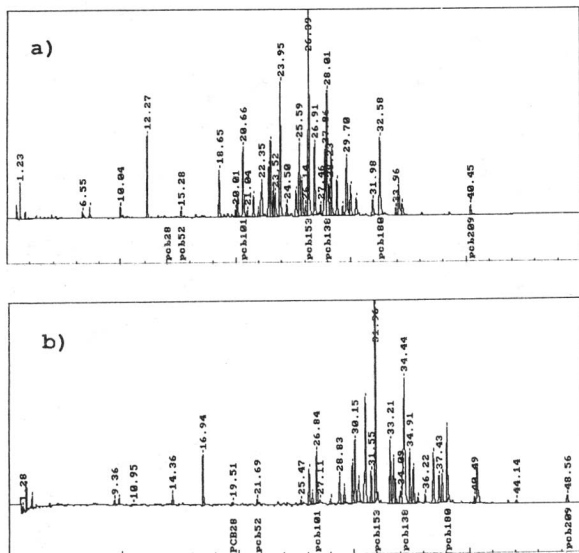


Abb. 14: PCB-Verteilung im Schlamm des Pücklerpfuhls ermittelt an zwei verschiedenen polaren Kapillarsäulen: a) HT 5, b) HP 17

Im Schlamm des Pücklerpfuhls konnten an allen 16 Probenahmepunkten und im Spektebecken in den 9 Entnahmestellen PCB nachgewiesen werden. Im Spektebecken wurden durchschnittlich 1,3 mg/kg  $m_T$  und im Pücklerpfuhl 2 mg/kg  $m_T$  gefunden.

Von den schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen konnten im Schlamm beider Versickerungseinrichtungen das Hexachlorbenzol (HCB), von den Hexachlorcyclohexan-Isomeren (HCH) das  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH (Lindan) und  $\delta$ -HCH sowie von den persistenten Insektiziden der DDT-Gruppe das p,p-DDT, o,p/p,p-DDD, o,p/p,p-DDE nachgewiesen werden (Tab.3).

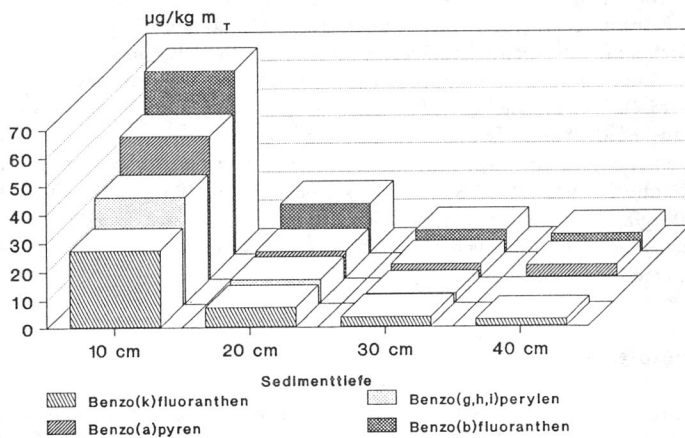
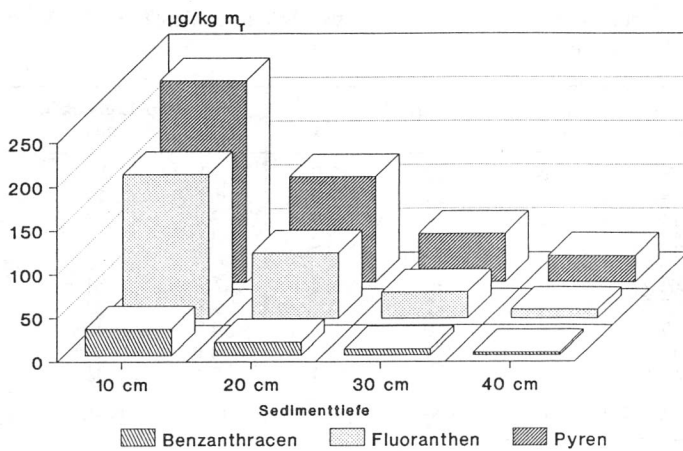


Abb. 15: Tiefenverteilung polycyclischer Aromaten im Sediment der Versickerungseinrichtung Pücklerpfuhl



Tab. 3: Vorkommen von Chlorkohlenwasserstoffen im Schlamm der Regenwasserversickerungseinrichtungen in  $\mu\text{g/kg m}_T$

Substanz	Pücklerpfuhl			Spektebecken		
	min	max	x	min	max	x
HCB	1,6	12	7,9	2	8,1	5,4
a-HCH	1,3	11	7,0	6,2	14	10
g-HCH	3,2	47	29	31	63	44
d-HCH	3	18	12	14	27	18
o,p-DDE	3	36	18	7,7	81	35
p,p-DDE	4,4	12	7,4	5,5	22	13
o,p-DDD	9,4	60	31	16	49	30
p,p-DDD	6,5	74	31	13	63	35
p,p-DDT	6,7	24	14	19	31	24
$\Sigma$ PCB	170	5800	2000	560	2100	1300

Die ermittelten Gesamtkonzentrationen der HCH- und der DDT/DDD/DDE-Isomeren lagen im Spektebecken um das 1,5-fache höher als im Pücklerpfuhl. Eine Erklärung dafür ist möglicherweise der verhältnismäßig hohe Anteil von Kleingärten in diesem Einzugsgebiet. Weiterhin ist bei der Betrachtung der DDT/DDD/DDE-Isomeren untereinander erkennbar, daß das weltweit in die Umwelt eingetragene DDT nicht mehr die höchsten Konzentrationen aufweist, sondern seine Metaboliten DDD und DDE, die die ersten biochemischen Abbauprodukte des DDT sind, überwiegen.

Eine tiefenorientierte Untersuchung im Sediment des Pücklerpfuhls zeigte, daß in einer Tiefe bis 10 cm  $200 \mu\text{g/kg}$ , in 10 bis 20 cm Tiefe  $55 \mu\text{g/kg}$  und in 20 bis 40 cm Tiefe  $30 \mu\text{g/kg m}_T$  PCB anzutreffen sind.

Polycyclische Aromaten konnten im selben Sediment bis 10 cm Tiefe mit einer Gesamtkonzentration von  $620 \mu\text{g/kg}$ , in 10 bis 20 cm Tiefe  $270 \mu\text{g/kg}$  und in 20 bis 40 cm Tiefe  $120 \mu\text{g/kg m}_T$  nachgewiesen werden. Neben den von der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen zu untersuchenden PCA konnten noch das Pyren, Chrysen und Benzanthracen identifiziert werden (Abb.15).

## 6. Schlußfolgerungen

Eine Grundwasserbeeinflussung durch den Eintrag der von uns untersuchten anthropogenen Schadstoffe über die Regenwasserversickerung ist bisher nicht nachweisbar. Die anorganischen und organischen Inhaltsstoffe, die im Regenwasser und im Wasser der Versickerungsbecken analysiert wurden, werden mit Ausnahme der löslichen Alkalisalze augenscheinlich im Sediment der Versickerungseinrichtungen festgelegt bzw. gebunden.

Die Wirkung der Versickerungseinrichtungen wird in hydrologischer Hinsicht besonders am Beispiel des Anions Chlorid und des Kations Natrium deutlich. Eine im Grund-

wasseroberstrom gegebene starke Salzbelastung wird durch das Sickerwasser merkbar erniedrigt.

Bei den Schwermetallen treten lediglich bei den mobileren Elementen Zink und Nickel merkliche Effekte auf, die aber bisher nicht erklärt werden können. Die im Regenwasserablauf und im Oberflächenwasser gegenüber dem Grundwasseranstrom deutlich höheren Metallkonzentrationen schlagen bei der Versickerung nicht in den Grundwasserabstrom durch. Die Versickerungseinrichtungen wirken quasi als Absetzbecken.

Die organischen Mikroverunreinigungen werden im Schlamm bzw. im Sediment der Versickerungseinrichtungen adsorptiv gebunden. Eine tiefenorientierte Schichtung dieser Stoffe ist im Sediment vorhanden, im Grundwasser sind sie nicht nachweisbar.

## Literatur

1. A. Golwer, W. Schneider: "Untersuchungen über die Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen toxischen Spurenstoffen im Gebiet von Straßen". Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, H. 391, herausgeg. v. Bundesminister für Verkehr, Bonn, 1983
2. Kh. Krauth, H. Klein: "Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen". Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, H. 363, herausgeg. v. Bundesminister für Verkehr, Bonn, 1982
3. S. Gäth, M. Sternheim, H.-G. Frede: "Einfluß des Kraftfahrzeugverkehrs auf den Schwermetallgehalt von Straßenabflußwasser", Forum Städte-Hygiene 41, (1990), 235 - 238
4. Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG) in der Fassung der Bekanntmachung v. 10.11.1990. Bundesgesetzblatt I, 1990, Nr. 61, 2433-2438
5. F. G. Kari, R. Herrmann: "Abspülung von organischen Spurenschadstoffen und Schwermetallen aus einem städtischen Einzugsgebiet", Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 33 (1989), H. 5/6, 172-183
6. R. Leschber, D. Pernak, U. Zimmermann: "Untersuchung des Verhaltens anorganischer und organischer Stoffe bei konzentrierter Regenwasserversickerung", Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Bd. 4 (1991), 169-188, SuG-Verlagsgesellschaft, Hannover 1



# **Beeinflussung der Grundwasserqualität durch undichte Kanalisationen**

*U. Hagendorf*

## **1. Einleitung**

Der Zustand der Kanalisationen in der Bundesrepublik Deutschland ist in den letzten Jahren vermehrt sowohl in den Blickpunkt der Fachleute als auch der fachfremden Öffentlichkeit gerückt.

Undichte Abwasserkanäle bilden im Rahmen des vorsorgenden Umweltschutzes mögliche Kontaminationsquellen für Boden und Grundwasser. Obwohl die Abwasserableitung eine hohe Funktionsfähigkeit der Kanalisation einschließlich ihrer Teilsysteme voraussetzt, haben Inspektionen zu Bauausführung und Betrieb vielfältige Kanalisationschäden belegt. Durch exfiltrierende Abwässer besteht daher der Verdacht, daß sowohl vor Jahrzehnten als auch in jüngerer Vergangenheit verlegte Abwasserkanäle den heutigen Anforderungen zum Boden- und Grundwasserschutz teilweise nicht mehr genügen.

Ziel einer ordnungsgemäßen Abwasserableitung muß aber der Betrieb von Grundstücksentwässerungsleitungen und öffentlichen Kanälen einschließlich von Hausanschlüssen ohne umwelthygienische Risiken und damit Beeinträchtigungen von Boden und Grundwasser sein. Da Überwachungswerte diesbezüglich fehlen, sind gemäß des in § 34 WHG verankerten Vorsorgegebotes Umweltbelastungen durch Undichtigkeiten von Kanalisationen auf das nach dem Stand der Technik mögliche Maß zu minimieren.

Allgemeingültige Kriterien zur Abschätzung des Gefährdungspotentials undichter Kanäle liegen derzeit zwar noch nicht vor; Hinweise ergeben sich aber aus exemplarischen Untersuchungen zur Erkennung und Beurteilung von Kanalisationsundichtigkeiten aus umwelthygienischer Sicht.

## **2. Grundlagen und Umfang der Untersuchungen**

Zur Erkennung von undichten Kanälen bieten sich prinzipiell folgende Verfahren an:

1. Inspektionen der Kanalisation (u.a. manuelle Begehung, TV-Untersuchungen, Dichtigkeitsprüfungen nach DIN 4033)

2. Zerstörungsfreie Meßverfahren (u.a. elektromagnetische Induktion, Widerstandsmessungen, Infrarot-Radiometrie, ggf. nukleare Verfahren)
3. Ermittlung von Kontaminanten im Untergrund (u.a. Abwasser-, Boden-, Sickerwasser- und Grundwasserprobenahmen).

Während die Inspektionen und zerstörungsfreie Meßtechniken im wesentlichen zur Feststellung der Kanalundichtigkeiten beitragen [2, 3], beinhaltet die Ermittlung von Kontaminanten im Untergrund systematische Aufnahme der Leitungszone und der weiteren Untergrundverhältnisse zur eigentlichen Beurteilung und Gefährdungsabschätzung undichter Kanäle. Diesbezügliche, in offener oder geschlossener Bauweise durchführbare Untersuchungsarbeiten müssen praktikabel und finanzierbar sein und wegen der weitläufigen Kanalnetze [4] und der vorhandenen Schadensbilanzen [5] sowie der Vielzahl von Beeinflussungsfaktoren in Umfang und Abfolge schrittweise erfolgen. Dafür bietet sich die Nutzung vielfältiger methodischer und praktischer Erfahrungen aus Arbeiten zur Altlastenproblematik vorbehaltlos an [6].

Zur Ortung und katastermäßigen Registrierung der Kanalundichtigkeiten werden die Abwasserleitungen direkt durch Kameraaufnahmen und Dichtigkeitsprüfungen untersucht. Dies trägt dazu bei, Leckagen oder sonstige Undichtigkeiten (Ablagerungen, Wurzeleinwuchs, offene oder defekte Muffen, Risse, unverschlossene Rohrabzweigungen, mangelhafte Rohranschlüsse, Einstürze oder Hausanschlüsse) festzustellen. In Verbindung mit der allgemeinen Bestandsaufnahme (Lage, Alter, Anschlüsse, Abwasserführung) und der bautechnischen Ausführung (u.a. Rohrmaterial, Rohrverbindungen, Schächte, Sonderbauwerke) können Alter und Ursache von Kanalisationsschäden und deren Folge aber nur teilweise beurteilt werden.

Bei einem Kontaminationsverdacht sind zur Ursachenermittlung Abwasserprobenahmen erforderlich. Kenntnisse der Abwasserinhaltsstoffe verschiedenster Indirekteinleiter, ihre biologische Abbaubarkeit oder ihre Mobilität und Persistenz in der Gasphase, in wäßriger Lösung wie auch in reiner Phase sowie ihre Wechselbeziehung zum Untergrund können erste Hinweise zum Gefährdungspotential exfiltrierender Abwässer geben. Werden durch ein Abwasserkataster alle industriell-gewerblichen Indirekteinleiter erfaßt, die z.B. ihre mit gefährlichen Stoffen belasteten Abwässer ohne eine Abwasservorbehandlung nach dem Stand der Technik über die Kanalisation entsorgen, können weitere Vorstellungen von Schadstoffeinträgen in den Untergrund entwickelt werden.

Die geologischen und hydrogeologischen Untersuchungen konzentrieren sich auf den das Kanalrohr direkt umgebenden Baugrund (Leitungsgraben) und die Untergrundverhältnisse. Sie umfassen Aufnahmen und Analysen der Sediment- und Bodenverhältnisse im Leitungsgraben (Verfüllung, Bettungsmaterial, ausgetauschter Untergrund). Sofern dadurch Kontaminanten nachgewiesen werden, tragen diese Arbeiten insbesondere zur Feststellung der weiteren Untersuchungsschwerpunkte und ggf. zur sachgerechten Entsorgung des Bauaushubs bei. Der ungestörte geologische Schichtaufbau ist von besonderer Bedeutung, da z.B. die Lage eines Abwasserkanals in grundwasserleitenden Schichten (Sande, Kiese) ein wesentlich höheres Gefährdungspotential darstellt als Kanäle, die in oder über wasserdurchlässigen Schichten (Schluffe, Tone) verlegt sind.

Die Ermittlung der Grundwasserströmungsverhältnisse und ihrer Flurabstände hilft im Bereich möglicher Abwasserexfiltrationen zur Erkennung besonders zu schützender Grundwässer. Flächenhafte Grundwasserbeprobungen sind ebenso notwendig wie Entnahmen von Sickerwasserproben aus der unmittelbaren Kanalumgebung. Ein umfangreiches Untersuchungsprogramm, das alle denkbaren chemisch-physikalischen, chemischen und biologischen Parameter (Tab. 1) einschließen sollte, dient dazu, die aussagekräftigsten und am meisten abwasserrelevant erscheinenden Leitparameter oder Signalsubstanzen zum Kontaminationsnachweis durch undichte Kanäle herauszufinden.

Tab. 1: Ausgewählte Untersuchungsparameter zum Nachweis exfiltrierender Parameter

Chemische-physikalische Parameter	
	T, pH, O <sub>2</sub> , L <sub>F</sub>
Chemische Indikatoren	
Summenparameter:	
Übergreifend:	CSB, N <sub>ges</sub>
organisch:	TOC, DOC
halogenorganisch:	AOX
Gruppenparameter:	Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub>
Einzelsubstanzen:	K, Ca, Mg, Fe, Mn, B, CO, Ni, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, P, Al
Aromatische Verbindungen:	BTX
Halogenorganische Verbindungen: LCKW, PCB, PSM	
Biologische Indikatoren	
Mikrobiologie:	allgemein-aerobe Bakterien nitratreduzierende und amylotische Bakterien Pilze
Biologische Testverfahren:	Daphnientest Leuchtbakterientest Algentest

Nach Abschluß der zuvor skizzierten Teilschritte ist eine umwelthygienische Bewertung der Untergrundkontamination möglich. Bei den häufig sehr komplexen Zusammenhängen sind zur langfristigen Schadensabwendung oftmals z.T. kurzfristig einzuleitenden Abwehrmaßnahmen erforderlich, die in der Regel die Unterbindung weiterer Abwassereinleitungen in die Kanalisation durch Rückhaltemaßnahmen sowie Abwasservorbehandlungen nach dem Stand der Technik beim Indirekteinleiter umfassen. Ob die eigentlichen Sanierungsmaßnahmen im Rahmen von Instandhaltungsarbeiten oder durch Erneuerung in offener oder geschlossener Bauweise erfolgt, bleibt den örtlichen Gegebenheiten und den finanziellen Möglichkeiten der Rechtsträger vorbehalten.

### 3. Ergebnisse

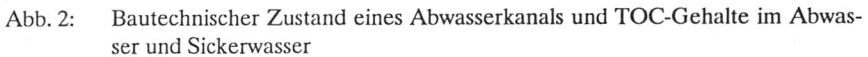
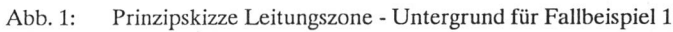
Im folgenden werden erste Erfahrungen und Ergebnisse zur Erkennung und Beurteilung undichter Kanäle und ihre Auswirkungen vorgestellt. Arbeitsgrundlage dafür bildeten systematische Aufnahmen der örtlichen Gegebenheiten in offenen Baugruben während mehrmonatiger bautechnischer Erneuerungen undichter Kanalabschnitte. So konnten der Erhaltungszustand des Rohrmaterials, die einzelnen Leckagestellen nach Art und Größe, die Abwasserexfiltrationen und die Bodenverhältnisse in der Leitungszone beschrieben und dokumentiert werden. Stichprobenahmen von Abwasser und Sickerwasser ermöglichten einen unmittelbaren Vergleich der Konzentrationsverhältnisse in beiden Medien und Rückschlüsse auf den Umfang von Abwasserexfiltrationen. Ebenso dienten Bodenluftproben - zum Nachweis gasförmiger Kontaminanten - und Sedimentproben, die unmittelbar nach Freilegung der Abwasserkanäle aus der Einbettung entnommen wurden zur Abschätzung der Schadstoffkonzentrationen und des Schadensausmaßes.

Der Abstand der Probenahmestellen von 2 bis 10 m im Bettungsmaterial und der Sickerpackung orientierte sich nach den Voruntersuchungen zum bautechnischen Zustand, dem Fortschritt der Baumaßnahmen und den Schadensfeststellungen in der offenen Baugrube. Während der Baumaßnahmen konnten aus den Leitungsgräben bis zu 50 Sickerwasser-, Boden- und Bodenluftproben gewonnen werden. Eine gleiche Anzahl von Abwasserproben wurde aus den Schächten geschöpft.

Die Entnahme dieser Proben als auch die von Grundwasserproben, ihre Aufbewahrung bis zur Analyse, sowie sämtliche Messungen und Bestimmungen erfolgten nach den Richtlinien der Deutschen Einheitsverfahren (DEV) und der Deutschen Industrienorm (DIN) [7].

#### 3.1 Fallbeispiel 1

In diesem Fallbeispiel wurde ein öffentlicher Abwasserkanal sowie eine Grundstücksentwässerungsleitung, die bis zur bautechnischen Sanierung industriell-gewerblicher Abwässer mit leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (LHKW) führten, untersucht. Aufgrund der allgemein guten Durchlässigkeit des Untergrundes, konnte unter





Ausnutzung der Leichtflüchtigkeit der LHKW nur auf die Entnahme von Boden- und Bodenluftproben zurückgegriffen werden [8].

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigten eine direkte Wechselbeziehung zwischen dem bautechnischen Zustand des Kanals und den LHKW-Gehalten in der Bodenluft und dem Boden. Die höchsten LHKW-Meßwerte traten in der Kanalumgebung unmittelbar im Bereich der durch TV-Untersuchungen erkannten Risse und Brüche auf. Dadurch konnte belegt werden, daß im Grundwasser festgestellte LHKW-Gehalte  $> 0,025 \text{ mg/l}$  auf Abwasserexfiltrationen mit Konzentrationen im mg-Bereich zurückgehen.

### 3.2 Fallbeispiel 2

Exemplarisch wurde ein Abwasserkanal untersucht, über dem vorwiegend häusliches und teilweise gewerbliches (lösemittelhaltiges) Abwasser abgeleitet wurde [9]. Der Leitungsgraben, bis 2,00 m tief und max. 1,00 m breit, lag in feinsandigen bis schluffig-tonigen Sedimenten, die von einem kompakten Tonhorizont unterlagert wurden (Abb. 1). In 4 bis 5 m Tiefe folgte der sandig-kiesige Grundwasserleiter, der ab ca. 12 m Tiefe Grundwasser führt.

Der Abwasserkanal unterteilte sich in mehrere bis 40 m lange Haltungen (vgl. Abb. 2). Das Rohrmaterial bestand aus Beton DN 250, nur die durch die Schächte 6 und 7 bezogene Haltung 2 enthielt Steinzeug DN 250. Der bautechnische Zustand des um 1970 verlegten Abwasserkanals zeigte durch die TV-Untersuchungen zahlreiche, den Betriebszustand beeinträchtigende Mängel wie Ablagerungen, Wurzeleinwuchs, Anschluß Kämpfer und Scheitel ohne Abzweig, zum Teil offene oder defekte Muffen, Risse und unsachgemäß eingebundene Hausanschlüsse. Durch die Dichtigkeitsprüfungen wurden in mehreren Haltungen wenn auch in unterschiedlichem Maß, insbesondere offene Muffen und Risse als Undichtigkeiten nachgewiesen. Dagegen war die Haltung 6 trotz offener Muffen als "dicht" ausgewiesen.

Der Verfüllgut setzte sich i.d.R. aus sandigem Material zusammen. Daneben wies das Bettungsmaterial außer sandigem Material auch hohe schluffig-tonige Anteile auf. Offenbar wurden die beim Kanalbau ausgehobenen Untergrundmaterialien als Bettungsmaterial wiederverwendet. In den ausgetauschten Untergrund war eine ca. 0,30 m mächtige Sickerpackung aus Größtkorn (max. 35 mm) eingebracht, in die nur im Bereich der Haltung 2 zusätzlich Drainagerohre verlegt wurden. Der überwiegende Teil der Sickerpackungen war von Ton und Schluff umgeben. Nur in den Haltungen 2 und 3, z.T. auch den Haltungen 8 und 9 lag die Leitungszone in den den Ton überlagernden schluffigen oder mittel- bis grobkörnigen Feinsanden.

Farbe und ursprüngliche Struktur des Bettungsmaterials waren zum Teil deutlich verändert. Es wurden bläulich-schwarze Verfärbungen bis "faulschlammähnliche" Bildungen, zum Teil stark kohlenwasserstoffhaltiger Geruch, im Bettungsmaterial festgestellt. Die Verfärbungen des ursprünglich rötlichen Bettungsmaterials gingen von den Kanalleckagen in meterlangen Linien oder Schlieren in Fließrichtung der exfiltrierenden Abwässer aus.

Aus der Vielzahl der im Abwasser und zum Vergleich im Sickerwasser bestimmten Parameter ließen sich bei den physikalisch-chemischen Indikatoren Leitfähigkeit ( $L_F$ ) und pH-Wert erste Unterschiede feststellen. Die  $L_F$ -Werte der Sickerwasserproben von 550 bis 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  lagen i.d.R. über denen der Abwässer mit 300 bis 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Nur im Bereich der undichten Haltungen wurden annähernd gleiche  $L_F$ -Werte und pH-Werte beobachtet. Abwasserunbeeinflusste Sickerwässer mit pH 6,8 bis 7,2 unterschieden sich deutlich von denen, in die Abwasser infiltrierte (pH-Wert 8,2 bis 8,6).

Eine große Anzahl organischer und anorganischer Parameter wurden als chemische Indikatoren zu qualitativen Beurteilung der Sickerwasserbeeinflussung durch Abwasser untersucht. Exemplarisch wurde in Abb. 2 der Summenparameter Gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC) den Inspektionsbefunden gegenübergestellt. Die TOC-Meßbefunde schwankten in dem von Schacht 6 nach Schacht 10 fließenden Abwasser zwischen 10 und 170  $\text{mg}/\text{l}$  (Schacht 6, 7, 9). Die im Sickerwasser festgestellten Konzentrationen lagen zwar in den gleichen Größenordnungen, doch verteilten sich die höheren Meßbefunde ausschließlich auf die undichten Haltungen. TOC-Gehalte  $< 20 \text{ mg}/\text{l}$  waren nur in Sickerwasserproben aus dem Bereich der dichten Haltungen nachweisbar. Die fallende Tendenz dieser Meßwerte in den Haltungen 3 und 4 wurde durch ein zwischen Schacht 6 und 7 in der Sickerpackung verlegtes Drainagerohr verursacht. Dadurch wurden in Haltung 2 exfiltrierende Abwässer zum Teil direkt bis in Haltung 3 geleitet. Während ihrer weiteren Passage durch die Sickerpackung wurden die Sickerwässer "verdünnt", und erst durch Abwasserexfiltrationen in den undichten Haltungen 5 und 6 traten wieder höhere TOC-Werte auf.

Auch die Auswertungen des Summenparameters "Adsorbierbare organische Halogenverbindungen" (AOX) zeigten z.B. beim Vergleich der Abwasserproben aus Schacht 9 (600 bis 2.100  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) mit dem Meßwert von 2.100  $\mu\text{g}/\text{l}$  aus der Sickerwasserprobe 35, daß Risse, insbesondere der in Haltung 5 festgestellte, zu einer Abwasserexfiltration beitragen (Abb. 3). Die Indirekteinleitung vorwiegend lösemittelhaltiger Abwässer ( $\text{C}_2\text{HCl}_3$ -Gehalte  $< 1.000 \mu\text{g}/\text{l}$ ) erfolgte seit Jahren über einen technisch unzureichenden Hausanschluß zwischen Schacht 8 und 9 und führte zu einer Sickerwasserbelastung von max. 8.700  $\mu\text{l}$  AOX. Demgegenüber unterschieden sich die AOX-Werte der Sickerwasserproben im Bereich der Haltungen 2 und 3 mit 25 bis 90  $\mu\text{g}/\text{l}$  nur unwesentlich von denen der Abwässer in Schacht 7 und 8 (30 bis 150  $\mu\text{g}/\text{l}$ ).

Ähnliche Verteilungsmuster wurden für die Summenparameter Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und Gesamtstickstoff ( $N_{\text{ges}}$ ) festgestellt.

Die Meßbefunde des Halbmetalls Kalium als typische Einzelsubstanz für häusliches Abwasser sind in Abb. 4 dargestellt. Die K-Werte streuen im Abwasser zwischen 5 und 30  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Nur im Bereich der undichten Haltungen 2 und 5 traten im Sickerwasser Konzentrationen von 25  $\mu\text{g}/\text{l}$  auf. In diesem Fall führten die bautechnische Ausführung der Sickerpackung (Drainagerohr) und Niederschlagsereignisse während der Probenahme zu zusätzlichen Stoffverteilungen bzw. -differenzierungen in der untersuchten Kanalzone. Auch die Meßbefunde des aus Waschmitteln stammenden Bors als weitere typische Einzelsubstanz für häusliches Abwasser zeigten ein ähnliches Verteilungsmuster.

Obwohl das Bettungsmaterial aufgrund seiner unterschiedlichen petrographischen Zusammensetzung geochemisch sehr stark variiert, wiesen erhöhte Schadstoffkonzentra-

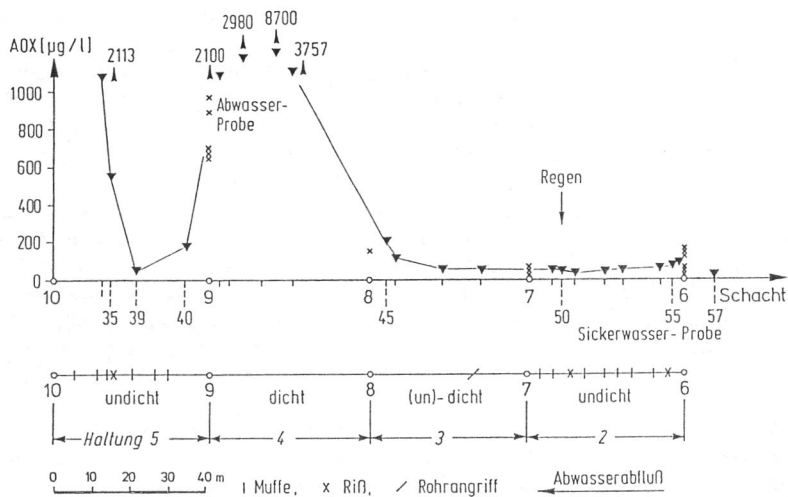


Abb. 3: Bautechnischer Zustand eines Abwasserkanals und AOX-Gehalte im Abwasser und Sickerwasser

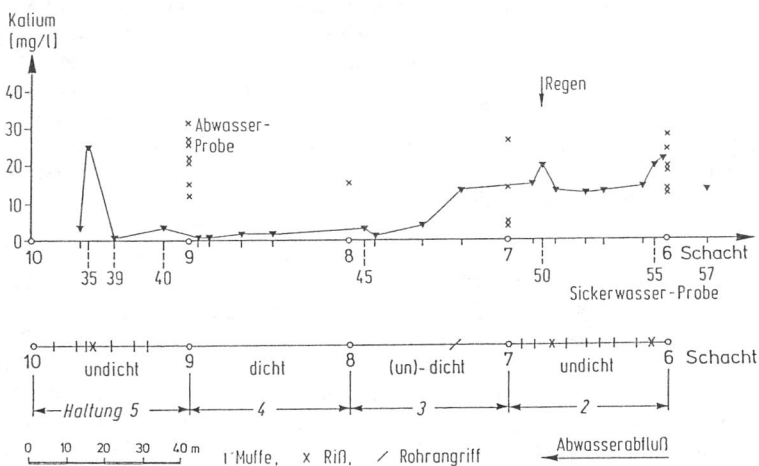


Abb. 4: Bautechnischer Zustand eines Abwasserkanals und Kaliumgehalte im Abwasser und Sickerwasser

tionen in diesem auf Abwasserexfiltrationen hin. Abwasserbeeinflusste Sedimente zeigten gegenüber dem unterhalb dichter Haltungen gelegenen Bettungsmaterial u.a. erhöhte Nährstoff-, Schwermetall und andere Elementgehalte [9]. Ebenso traten hohe AOX- und LHKW-Werte auf.

Dagegen wurden aber auch im Bereich dichter Haltungen erhöhte AOX- und LHKW-Gehalte nachgewiesen. Ob eine Verfrachtung der persistenten Stoffe in Sickerwasserfließrichtung oder durch Eintrag aus Altlasten betrieblicher Standorte erfolgte, konnte durch Untersuchungen ausschließlich des Leitungsgrabens nicht geklärt werden.

In die Untersuchungen wurden auch verschiedene Mikroorganismengruppen als biologische Indikatoren einbezogen. Der vermehrte Nachweis allgemein-aerober Bakterien als auch anderer getesteter Mikroorganismengruppen wie u.a. nitratreduzierende Bakterien, amylolytische Bakterien oder Actinomyceten im Bereich der undichten Kanalabschnitte, wies eindeutig darauf hin, daß zumindest eine Kontamination des Bettungsmaterials stattfand [10]. Das Auftreten bestimmter physiologischer Mikroorganismengruppen im Bereich abwasserbelasteter Sedimente deutet darauf hin, daß bestimmte Kontaminanten metabolisiert wurden. Es gibt ferner Aufschluß über einen Teil der Abbauprozesse, die im Untergrund ablaufen. Das verstärkte Vorkommen von Denitrifikanten in Sickerwasser- und Sedimentproben im Bereich der undichten Haltungen belegt, daß sich ein nitratreduzierendes Mikrogenpotential durch die Exfiltration des nitrathaltigen Abwassers gebildet hat. Die Zunahme der allgemeinen Bakterienzahl in Sedimentproben ist ein Hinweis auf die Dominanz leicht abbaubarer organischer Inhaltsstoffe im infiltrierten Abwasser.

Stichprobenuntersuchungen im Grundwasser wurden zum Vergleich der Untersuchungsbefunde aus den Abwasser- und Sickerwasserproben durchgeführt. Dem Abwasserkanal in Grundwasserfließrichtung am nächsten gelegenen Grundwassermeßstellen (ca. 100 m) zeigten sowohl erhöhte CSB- und TOC-Werte als auch AOX- und LHKW-Werte, die auf abwasserbürtige Stoffe hinwiesen. Da allerdings im Grundwasser oberstrom gleichartige Belastungen auftraten, konnte eine Grundwasserverunreinigung durch exfiltrierende Abwässer nicht zweifelsfrei belegt werden. Zumindest dürfte der tonige Untergrund des Leitungsgrabens eine direkte Versickerung im Bereich der undichten Kanäle unterbunden und damit Abbauprozesse durch Mikroorganismengruppen begünstigt haben. Allerdings ist eine Verfrachtung der Abwasserinhaltsstoffe im Sickerwasser mit dem Kanalgefälle bis in wasserdurchlässige Untergrundbereiche möglich, so daß auch eine direkte Grundwasserkontamination vorstellbar wäre.

#### **4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen**

In mehreren Fallbeispielen wurden undichte Kanäle im Hinblick auf Abwasserexfiltrationen untersucht und durch chemisch-physikalische, chemische und mikrobiologische Parameter exemplarisch "Signal-Substanzen" oder Leitparameter ausgewiesen.

Die Ergebnisse zeigen insgesamt, daß durch systematische Untersuchungen Umweltbeeinflussungen durch unterschiedlichste Kanalschäden und Abwasserinhaltsstoffe erfaßt werden können.

Auch wenn eine abwasserbedingte Grundwasserkontamination nicht immer nachzuweisen ist, muß das Auftreten von Abwasser mit hoher Nährstofffracht, mit Schadstoffen und Schadorganismen temporärer Wirkung oder wassergefährdenden Stoffen mit hoher Mobilität und Persistenz u.a.m. außerhalb eines Abwasserkanals als Hinweis auf eine potentielle Gefahr für unerwünschte Verunreinigungen des Untergrundes angesehen werden. Nur selten wird ein mikrobiologisches Potential zur Metabolisierung verschiedenster Kontaminanten gegeben sein.

Ein umfangreiches Bewertungssystem für Umweltbeeinflussungen durch unterschiedlichste Kanalschäden und Abwasserinhaltsstoffe fehlt bisher. Zur Herausarbeitung allgemeingültiger Leitparameter sind weitere Detailuntersuchungen, die einen kombinierten Einsatz der eingangs skizzierten Verfahren einschließen sollten, erforderlich.

Erschwert wird die Abgrenzung von Kontaminanten anderer Verursacher (Altlasten), da über Kanaldrainagen weiträumige Verfrachtungen von Abwasserinhaltsstoffen nicht auszuschließen sind. Schließlich ist darauf hinzuweisen, daß die Erkennung, Bewertung und Entsorgung kontaminierten Bettungs- und Drainagematerials im Leitungsgraben bei der Erstellung von Sanierungskonzepten undichter Kanäle zusätzliche Probleme aufwirft.

Aufgrund der Auswirkungen exfiltrierender Abwässer, muß die Forderung nach dichten Kanalbauwerken eindringlich erhoben werden. Neben bautechnischen Maßnahmen - von punktförmigen Reparaturen, in situ Sanierungen bis Neuverlegungen - sind vorbeugende Wartungs- und Inspektionsprogramme, die in kontinuierlichen Intervallen ausgeführt werden sollten, unerlässlich. Nur so ist es möglich, bereits geringe Bauwerksschäden rechtzeitig zu erkennen und zu beheben, bevor Kontaminationen des Untergrundes auftreten, die wesentlich höhere Kosten zur Gefährdungsabschätzung und ggf. Sanierungs- und Entsorgungsmaßnahmen erfordern.

## 5. Literatur

1. Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 25. Juni 1986, Bundesgesetzblatt, Teil 1, S. 1165-1168
2. Stein, D. und Niederehe, W.: Instandhaltung von Kanalisationen. Kanal-Müller-Gruppe Berlin, W. Ernst & Sohn, 1. Auflage, 1987
3. Feld, R.: Geophysikalische Erkundung zur Altlastenerfassung. In: Franzius, V., Stegmann, V., Wolf, K. (Hrsg) (1988): Handbuch der Altlastensanierung, Heidelberg, R. v. Deckers-Verlag
4. Keding, M., Stein, D., Witte, H.: Ergebnisse einer Umfrage zur Erfassung des Istzustandes der Kanalisation in der Bundesrepublik Deutschland. Korrespondenz Abwasser 34 (1987), 118-122

5. Godehardt, M.: Schadenserfassung von Abwasserkanälen und deren Beurteilung am Beispiel der Stadt Gießen. Proc. Int. Kongr. Leitungsbau, Hamburg, Nov. 1987, Dok. II. S 35-48, EWPCA St. Augustin
6. Franzius, V., Stegmann, V., Wolf, K. (Hrsg.) (1988): Handbuch der Altlastensanierung, Heidelberg, R.v. Deckers-Verlag
7. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim 1989
8. Hagendorf, U.: Zur Feststellung von Undichtigkeiten im Kanalisationssystem und ihre Auswirkungen auf den Untergrund. Schriftenreihe IWS/TU Berlin 5 (1988), 135-154, Erich Schmidt Verlag, Berlin
9. Hagendorf, U. (1990): Studie zum Nachweis von undichten Kanälen und ihre Auswirkungen auf den Untergrund. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Außenstelle Langen, unveröffentlicht
10. Dizer, H. und Hagendorf, U.: Microbiological Contamination as an Indicator of Sewer Leakage. Wat. Res. 25 (1991), 7, 791-796



## **Pflanzenschutzmitteleinträge in das Grundwasser Erfassung, Bewertung, Verhinderung**

*U. Müller-Wegener, C. Ehrig, B. Ahlsdorf, R. Schmidt*

### **Einleitung**

Etwa 30.000 t Pflanzenschutzmittelwirkstoffe werden jährlich in den alten Ländern der Bundesrepublik Deutschland im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion ausgebracht [Statistisches Jahrbuch, 1989]. Dabei sind, für die Betrachtung der einzelnen Anwendung, eine Reihe von Variablen zu beachten.

So erfolgen die Pflanzenschutzmittelanwendungen

- mit Mitteln unterschiedlicher Eigenschaften
- in unterschiedlichen Kulturen
- mit unterschiedlichen Ausbringungstechniken
- mit unterschiedlichen Anwendungsmengen
- zu unterschiedlichen Zeiten
- auf unterschiedlichen Böden
- über unterschiedlichen geologischen Einheiten
- über unterschiedlichen Grundwasserflurabständen
- über unterschiedlich genutzten Grundwässern.

Aus dieser Vielzahl unterschiedlichster, die einzelne Anwendung charakterisierender Parameter läßt sich für einen möglichen Eintrag von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Grundwasser die folgende Frage ableiten: *Welches sind die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, die lokalen, naturräumlichen Voraussetzungen und die landwirtschaftlichen Praktiken, die zu einem Eintrag von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Grundwasser führen?*

Dieser Frage wurde für ausgewählte Wirkstoffe im Rahmen eines umfangreichen Forschungsvorhabens in Labor-, Lysimeter- und Freilandexperimenten nachgegangen [Müller-Wegener et al., 1991]. Über einige Ergebnisse aus dem Bereich der Felduntersuchungen wird im folgenden berichtet.



## Auswahl der Wirkstoffe

Nach einer Zusammenstellung des Umweltbundesamtes [UBA, 1991] wurden durch Mitteilung der Wasserversorgungsbetriebe und der Länder in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) die in Tab. 1 aufgeführten Wirkstoffe im Grund- und Quellwasser nachgewiesen. Hier zeigt sich deutlich, daß einige Wirkstoffe vermehrt auftreten.

Tab. 1: Pflanzenschutzmittelbefunde im Grund- und Quellwasser in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) nach Mitteilung der Wasserversorgungsbetriebe und der Länder (Stand 02.04.91) [UBA, 1991]

Wirkstoff	Anzahl der Funde [< und > 0,1 mg/l]	Anteil der Funde an den Gesamtmessungen [%]
Atrazin	222	4,8
Bentazon	2	0,7
Bromazil	81	7,1
Carbetamid	11	30,6
Chlortoluron	20	3,0
Desmetryn	1	0,1
Dichlorprop	19	9,5
1,2-Dichlorpropan	290	95,1
Dichlorpropen	6	100
Diuron	17	2,5
2,4-D	14	1,5
HCB	3	1,6
g-HCH	48	6,3
Hexazinon	12	7,1
Isoproturon	20	3
MCPA	20	4,4
MCPB	3	4,6
Mecoprop	32	4,4
Metazachlor	1	0,1
Metabenzthiazuron	5	0,8
Metolachlor	3	0,2
Metoxuron	1	0,2
Monuron	11	12,5
Parathionethyl	1	0,4
Prometryn	1	0,3
Propazin	42	1,1
Simazin	154	3,5
Terbuthylazin	19	0,6
Trichloressigsäure	2	100
2,4,5-T	22	17,5

Bei dieser Zusammenstellung muß allerdings beachtet werden, daß kein Zusammenhang zu den Fundorten herzustellen ist. So können wenige, gut untersuchte Wasserwerke mit positiven Befunden den Eindruck einer weiten Verbreitung der Wirkstoffe im Grundwasser erzeugen. Darüber hinaus bezieht sich die Zusammenstellung nur auf die im Bereich des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung nachweisbaren Wirkstoffe.

Für die Untersuchung eines möglichen Eintrages von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in das Grundwasser wurden vier Wirkstoffe ausgewählt, die in Baumschulgebieten verstärkt angewendet werden. Die Wirtschaftsform Baumschule wurde für die Untersuchung herangezogen, da für sie als Sonderkultur erhöhte Ausbringungskonzentration zugelassen sind und auch angewendet werden.

Über die reinen Wirkstoffe Atrazin, Simazin, Chlortoluron und Aldicarb hinaus wurden auch die im Boden auftretenden Hauptabbauprodukte Desethylatrazin und Desisopropylatrazin, Desethylsimazin (entspricht dem Desisopropylatrazin) und das Aldicarb-sulfon mitbetrachtet. Im Falle des Aldicarbs wurde ausschließlich der Metabolit Aldicarb-sulfon untersucht, da nur dieser längere Zeit im Boden stabil ist. Die Anwendungsmuster der Wirkstoffe sind in Tab. 2 zusammengestellt. Tab. 3 gibt eine Übersicht über die für eine mögliche Grundwassergängigkeit relevanten physikalisch-chemischen Eigenschaften der Wirkstoffe.

Tab. 2: Anwendungsmuster der ausgewählten Wirkstoffe

Aldicarb	Insektizid, Nematizid in Zuckerrüben, Gemüse, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbau Anwendungsmenge 1-5 kg/ha
Atrazin	Herbizid in Mais, Sondergebieten, Gemüse, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbau Anwendungsmenge 1-2,5 kg/ha z.Z. ohne Zulassung in der BRD, gem. Anlage 1 Pflanzenschutz-AnwendungsVo Anwendungsverbot
Simazin	Herbizid in Getreide, Sondergebieten, Gemüse, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbau Anwendungsmenge 1-2,5 kg/ha
Chlortoluron	Herbizid in Getreide, Sondergebieten, Gemüse, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbau Anwendungsmenge bis 2 kg/ha Ersatzwirkstoff für Simazin

Tab. 3:           Wirkstoffeigenschaften

Wirkstoff	Wasserlöslichkeit *)	T 1/2 [d]**)	K <sub>oc</sub>	Mobilität in Böden *)
Aldicarb (W)	3	30-80	4-46	sehr mobil
Atrazin (z.Z. keine Zulassung)	2	25-100	90-110	mobil-mäßig mobil
Simazin (W)	1	20-125	30-140	mobil-mäßig mobil
Chlortoluron	2	30-100	40-420	mäßig mobil

\*) in fünf Klassen

\*\*) im Oberboden

Es werden nun im folgenden einige Parameter, die einen Einfluß auf die Verlagerung der Wirkstoffe aufweisen anhand experimentell gewonnener Ergebnisse aus Lysimeter und Feld vorgestellt.

## Ergebnisse

Die auf die Kulturflächen ausgebrachten Wirkstoffe sind in der Regel nicht persistent, sie werden unterschiedlich schnell (von wenigen Tagen bis zu mehreren Monaten) über Metaboliten letztendlich zu CO<sub>2</sub> und Wasser abgebaut. Die Geschwindigkeit des Abbaus und das Verhalten der Abbauprodukte sind für die Betrachtung eines möglichen Eintrags der Pflanzenschutzmittel in das Grundwasser von außerordentlicher Bedeutung. In der Abb. 1 ist das Ergebnis eines Lysimeterexperimentes mit der Verteilung des Wirkstoffs Atrazin und der Metaboliten im Lysimeterauslauf dargestellt. Es zeigt sich, daß der Wirkstoff selbst nur einen geringen Anteil der aussickernden Verbindungen darstellt. Daneben wird deutlich, daß der Metabolit Desisopropylatrazin offensichtlich eher das Maximum der Konzentration erreicht als der Wirkstoff selbst, also schneller verlagert wird als Atrazin. Daraus ist die Forderung abzuleiten, daß bei der Untersuchung einer möglichen Grundwassergängigkeit eines Pflanzenschutzmittels stets auch die wichtigsten Bodenmetaboliten mituntersucht werden müssen.

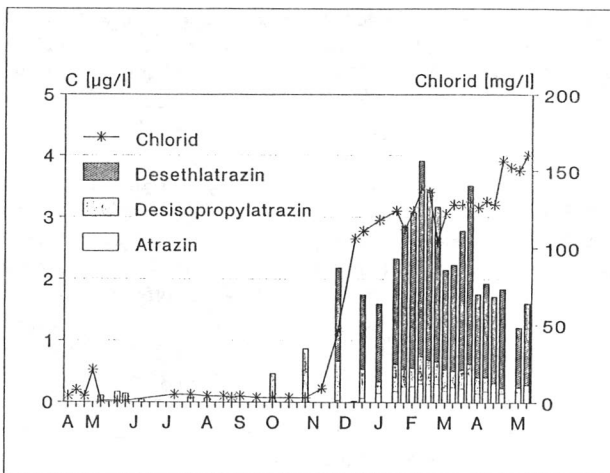


Abb. 1: Verlauf der Konzentrationen von Atrazin, Desethylatrazin und Desisopropylatrazin im Auslauf eines Großlysimeters im 2 m Tiefe nach praxisge-rechter Applikation. Als Tracer für die Wasserbewegung wurde Chlorid eingesetzt.

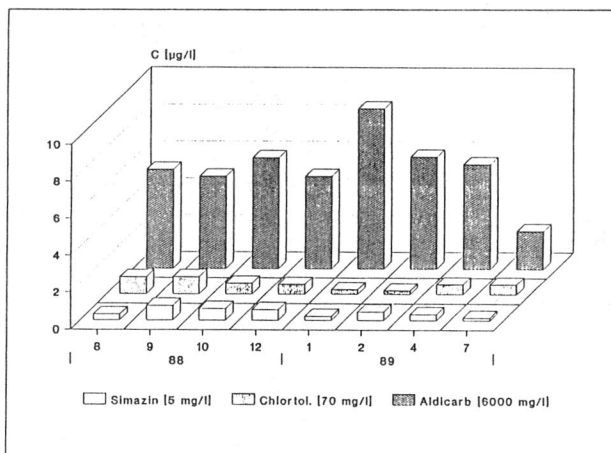


Abb. 2: Wirkstoffkonzentrationen (im Fall des Aldicarb wurde ausschließlich das Aldicarbsulfon gemessen) im Grundwasser nach praxisüblicher Applikation

Unterschiedliche Wasserlöslichkeiten der eingesetzten Wirkstoffe beeinflussen deren Verlagerung in den Untergrund zunächst unabhängig von den naturräumlichen Gegebenheiten. Die Abb. 2 zeigt für drei Wirkstoffe unterschiedlicher Löslichkeit die Konzentrationen in tieferen Grundwässern. Hohe Löslichkeiten sind bei einer ausreichenden Persistenz mit erhöhten Konzentrationen der Wirkstoffe oder Metaboliten im Grundwasser verbunden.

Neben der Löslichkeit der Wirkstoffe hat sich auch als eine entscheidende Einflußgröße, die ebenfalls zunächst unabhängig von den Standorteigenschaften ist, die Anwendungsdauer eines Wirkstoffes erwiesen. Die Abb. 3 zeigt anschaulich die erhöhten Konzentrationen von Simazin auf sonst vergleichbaren Standorten nach langjähriger Anwendung. Eine nur 4-jährige Anwendung des Wirkstoffs führt an diesem Standort noch zu keinem Durchbruch des Wirkstoffs in das Grundwasser. Voraussetzungen für ein solches Verlagerungsverhalten sind zum einen ein Standort mittlerer Durchlässigkeit (Undurchlässige Deckschichten oder solche höchster Durchlässigkeit würden den Faktor "Applikationszeitraum" gegenüber anderen weit zurücktreten lassen.) zum anderen ein Wirkstoff höherer Persistenz, der nach längerer Applikationszeit im Grundwasser noch in seiner Ausgangsform oder als Metabolit vorliegt.

Anhand von drei aufeinanderfolgenden Applikationen von Aldicarb (5 kg/ha) konnte im Feld der Aufbau erhöhter Basiskonzentrationen von Aldicarbsulfon im oberflächennahen Grundwasser beobachtet werden (Abb. 4). Aufgesetzt auf diese Grundkonzentration sind die durch die aktuelle Applikation entstandenen maximalen Konzentrationen ca. 10 Monate nach der Ausbringung deutlich zu erkennen.

Neben den aus den Wirkstoffeigenschaften ableitbaren Einflußgrößen und der Anwendungspraxis bestimmen auch Standorteigenschaften die Verlagerung der Wirkstoff in den Untergrund entscheidend mit. Als ein erster, maßgeblicher Faktor ist hier der Gehalt an organischer Substanz des Bodens ( $C_{org}$ ) anzusehen. Höhere Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff halten besonders unpolare Verbindungen durch Adsorption fest, so daß deren Konzentration im Grundwasser deutlich verringert wird. In der Abb. 5 ist für drei Wirkstoffe der Konzentrationsverlauf im Grundwasser unter einem humusärmeren Gley-Podsol und einem humusreicheren Podsol-Hortisol dargestellt. Die Standorte sind hinsichtlich weiterer Parameter (Grundwasserflurabstand, Wirkstoffanwendung, Kulturart etc.) vergleichbar. Bei allen Wirkstoffen zeigt sich eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser, bei dem polaren Wirkstoff Aldicarb fällt diese am geringsten aus.

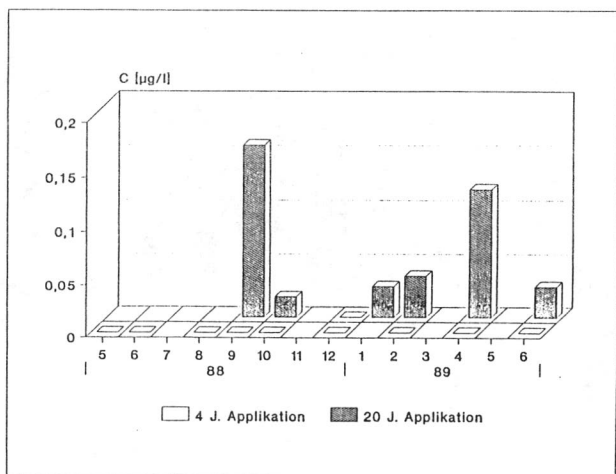


Abb. 3: Simazinkonzentration in tieferen Grundwässern (Filtertiefe 8-18 m bzw. 10-22 m) nach 4 bzw. 20 Jahren ununterbrochener Applikation an zwei sonst vergleichbaren Standorten

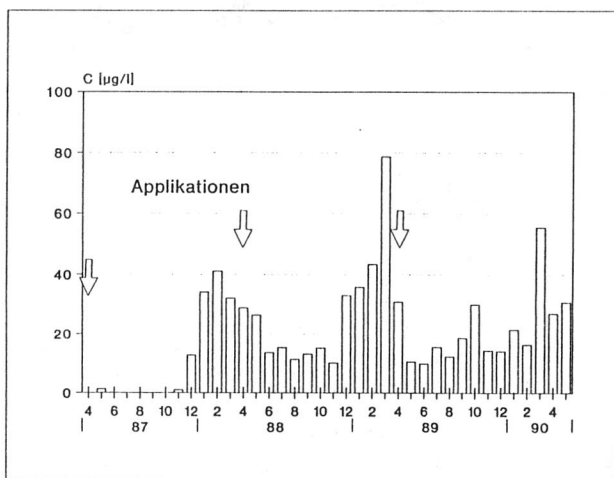


Abb. 4: Konzentrationsverlauf des Aldicarb sulfons im oberflächennahen Grundwasser nach dreimaliger Applikation von 5 kg/ha Aldicarb

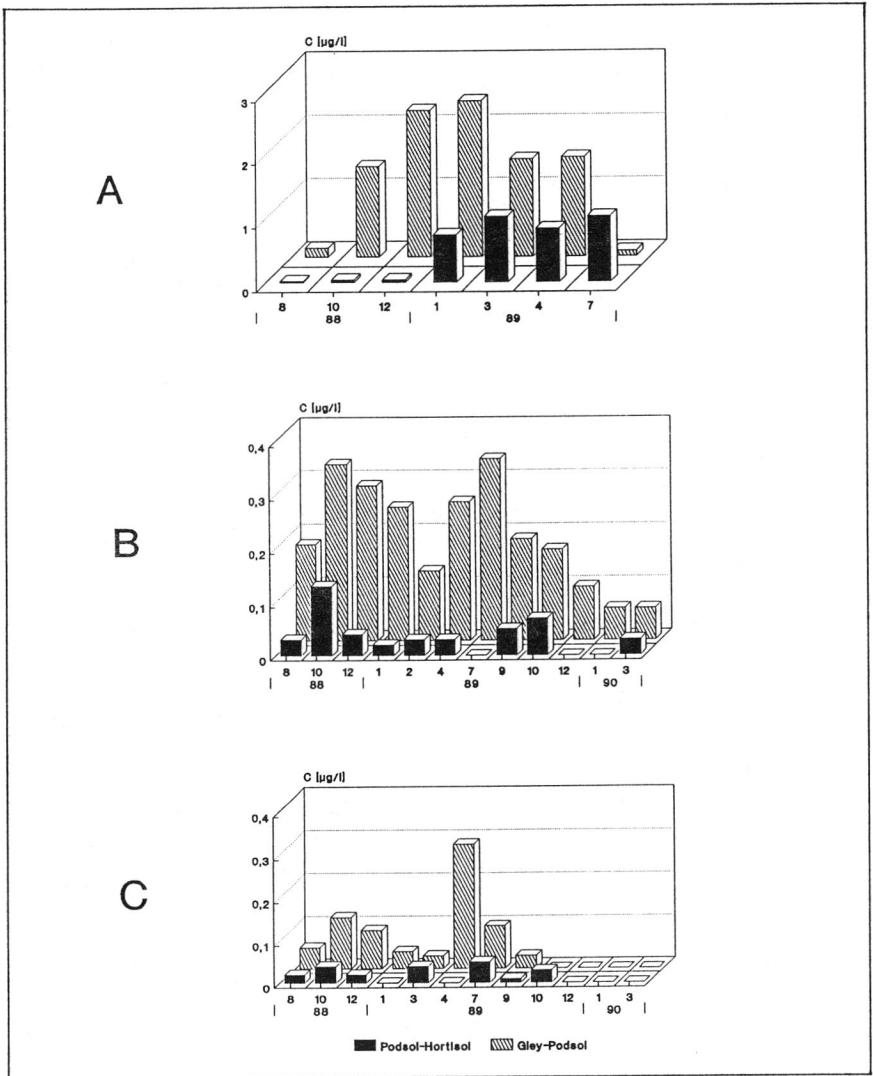
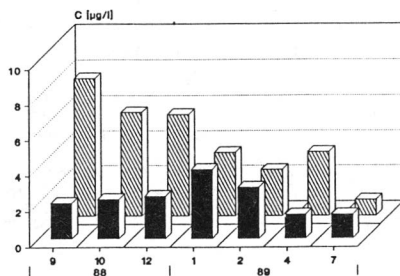
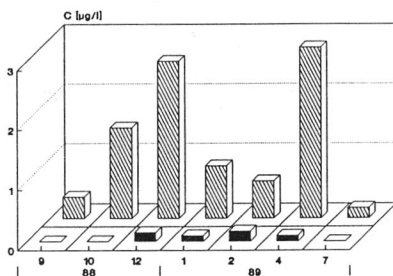


Abb. 5: Konzentrationsverläufe der Wirkstoffe unter Podsol-Hortisol (3 %  $C_{\text{org}}$  bei einer Mächtigkeit von 60 cm) und Gley-Podsol (2 %  $C_{\text{org}}$  bei einer Mächtigkeit von 30 cm). (A) Aldicarb, (B) Chlorthaluron, (C) Simazin

A



B



C

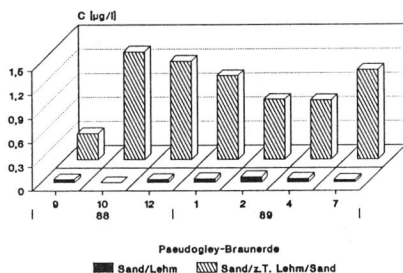


Abb. 6: Wirkung unterschiedlicher Substratfolgen (Sand/Lehm und Sand/durchbrochener Lehm/Sand) auf die Verlagerung von Wirkstoffen bei sonst vergleichbaren Standorten. (A) Aldicarb-sulfon, (B) Chlortoluron, (C) Simazin



Auch der Einfluß schützender Deckschichten zeigt nicht die gleiche Wirkung auf alle Wirkstoffe. Besonders gut wasserlösliche werden auch hier schneller verlagert. In der Abb. 6 ist das eindrucksvoll für das Aldicarb (Abb. 6 A) demonstriert. Trotz einer die Verlagerung einschränkenden Lehmschicht (Substratfolge Sand über Lehm) werden dennoch deutliche Konzentrationen des Aldicarbsulfon im Grundwasser nachgewiesen. Für die Wirkstoffe Chlortoluron (Abb. 6 B) und Simazin (Abb. 6 C) hemmt die undurchbrochene Lehmschicht die Verlagerung erheblich stärker.

Daß der Eintrag der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten nicht nur auf die oberflächennahen Grundwässer beschränkt bleibt, ist aus der Abb. 7 zu entnehmen, wo bei einer Filtertiefe von 20-30 m alle drei untersuchten Wirkstoffe über längere Zeit nachgewiesen werden konnten. Auch hier zeigte das Aldicarbsulfon die höchsten absoluten Konzentrationen.

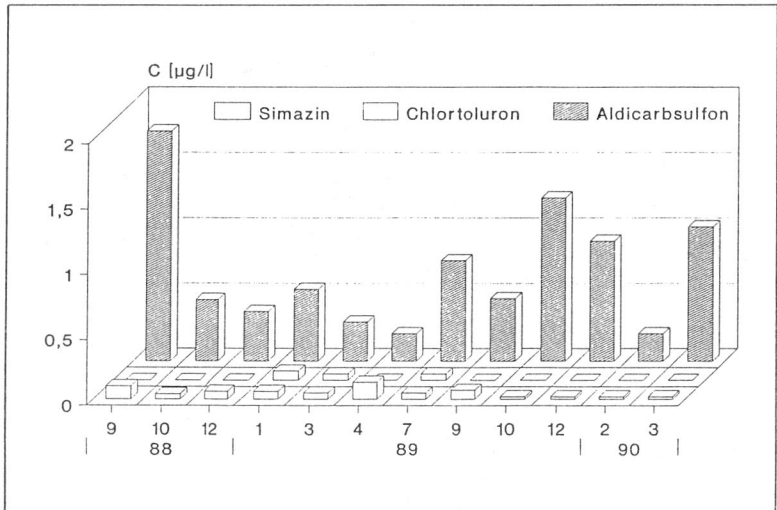
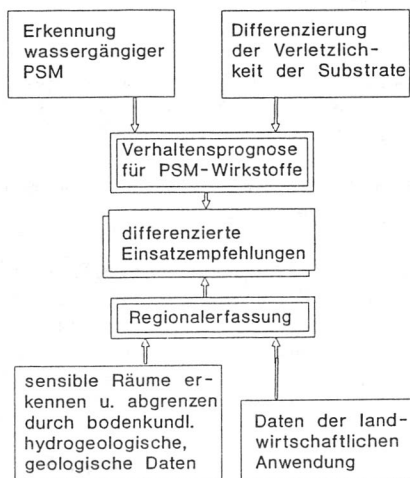


Abb. 7: Konzentrationen der Wirkstoffe Simazin, Chlortoluron und des Metaboliten Aldicarbsulfon in tieferem Grundwasser (Bewässerungsbrunnen mit einer Filtertiefe von 20-30 m)

## Schlußfolgerungen

Unter Würdigung der experimentell ermittelten Einflußgrößen der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser sind für eine Vermeidung dieser Einträge eine Reihe von prinzipiellen Maßnahmen zu ergreifen (Schema 1) [vgl. Müller-Wegener, U., Milde, G. 1989].



Schema 1: Schritte zur Verhinderung eines Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser unter landwirtschaftlich genutzten Flächen

So müssen zuerst wassergängige Pflanzenschutzmittel anhand ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften erkannt werden. Daneben hat eine Differenzierung der Verletzlichkeit der einzelnen Substrate hinsichtlich eines Eintrages in das Grundwasser zu erfolgen. Die Ergebnisse beider Betrachtungen machen eine *Verhaltensprognose* der prinzipiellen Grundwassergängigkeit der Wirkstoffe möglich.

Als zweiter Ansatz ist eine naturräumliche Betrachtung der Anwendungsgebiete durchzuführen und für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sensible Räume zu erkennen und abzugrenzen. Dies kann unter Umständen schon durch die Würdigung vorhandener bodenkundlicher, geologischer und hydrogeologischer Daten erfolgen. Zusammen mit den Daten der landwirtschaftlichen Anwendung (Menge, Zeitpunkt, Ausbringungsart, Kultur etc.) ist somit eine *Regionalerfassung* der Anwendungsbereiche möglich.

Die Prognose über das Verhalten der Wirkstoffe und die Regionalerfassung machen zusammen nun *differenzierte Einsatzempfehlungen* für bestimmte Pflanzenschutzmittel an bestimmten Orten möglich. Für die Mehrzahl der z.Z. zugelassenen Wirkstoffe wird sich so ein Anwendungsmuster ergeben, das sowohl der angebauten Kultur Rechnung trägt als auch der Forderung, keine Wirkstoffe in das Grundwasser gelangen zu lassen [vgl. Milde, G., U. Müller-Wegener, 1990]. Es darf allerdings in diesem Zusammenhang nicht außer acht gelassen werden, daß absolute Extremsituationen durch diese Betrachtung nicht abgedeckt sind: solche Pflanzenschutzmittel, die auf keinem Boden angewendet werden dürfen und auch solche Orte, an denen jede Pflanzenschutzmittelanwendung unzulässig ist.

## **Literatur**

Milde, G., U. Müller-Wegener, 1990: Pflanzenschutzmittelkontaminationen des Grundwassers in Trinkwassereinzugsgebieten. Konzept zu Sanierungs- und Vorsorgestrategien. Bundesgesundheitsblatt, 8, 345-349

Müller-Wegener, U., Milde, G. 1989: Grundwasserkontamination durch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. Neue Deliwa-Zeitschr. 8, 355-359

Müller-Wegener, U., Ahlsdorf, B., Ehrig, Chr., Schmidt, R., 1991: Pflanzenschutzmittel im Grundwasser, Ermittlung von Richtgrößen für die Bewertung der Grundwasserbelastung in landwirtschaftlichen Anbaugebieten Norddeutschlands. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens Wasser 102 02 320 im Auftrag des Umweltbundesamtes

UBA, 1991, pers. Mitteilung

Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1989. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 33. Jahrgang

## **Möglichkeiten der Sanierung eines mit Pflanzenschutzmitteln kontaminierten Trinkwassereinzugsgebietes**

*W. Kleine, C. Ehrig, B. Kaschianian, U. Müller-Wegener, G. Milde*

### **1. Einleitung**

Das Trinkwasser im Wasserwerk Haltern wies vor Inkrafttreten der Trinkwasserverordnung vom 1.10.1989 zu hohe Pflanzenschutzmittelkonzentrationen auf [1]. Das Wasser entstammt zu 3/4 einer Grundwasseranreicherung aus einem Stausee. Die hohen PSM-Konzentrationen waren eindeutig dem Wasser des Stausees zuzuordnen.

Daraufhin wurden im Auftrag des Wasserwerksbetreibers und der Landwirtschaftskammer umfangreiche Untersuchungen zur Ursachenfindung aufgenommen. Ziel dieser Untersuchungen im Einzugsgebiet des Stausees ist es, die Gründe für die Kontaminationen aufzuzeigen und daraus Empfehlungen abzuleiten, die letztendlich eine Verwendung des Wassers zur Grundwasseranreicherung auch weiterhin ohne vorherige Aufbereitung ermöglichen [2].

Hierfür wird von folgendem Untersuchungsschema ausgegangen:

- Grunduntersuchung (Datensammlung zum PSM-Einsatz und ein analytisches Monitoring)
  - = > Erfassung der hinsichtlich einer Grund- und/oder Oberflächenwassergefährdung relevanten PSM
  - = > Auswahl exemplarischer PSM für die Untersuchung
- Hauptuntersuchung (Bestandsaufnahme dieser exemplarischen PSM hinsichtlich ihres räumlichen Auftretens und ihres zeitlichen Verlaufs)
  - = > erkennen von regionalen Unterschieden
  - = > Auswahl von exemplarischen Untersuchungsgebieten für Detailstudien der Eintragspfade
- Detailuntersuchung, in diesem Fall in vier kleineren Einzugsgebieten (Kalibriergebiete)
  - = > Erfassung der Eintragspfade
- Bewertung (Übertragung der in den Kalibriergebieten gewonnen Erkenntnisse zusammen mit den Ergebnissen der Hauptuntersuchung auf den Raum)
  - = > Bilanzierung des PSM-Eintrages
- Empfehlungen

## 2. Datensammlung

Am Beginn der Untersuchung, steht eine umfangreiche Datensammlung, die sowohl alle relevanten agrikulturtechnischen Fakten als auch die Karten und Daten zum Naturraum erfassen sollten [3].

Von den agrikulturtechnischen Daten sind alle Informationen über den PSM-Einsatz von besonderer Bedeutung. Hierzu gehören insbesondere die Wirkstoffmengen, die pro Schlag aber auch bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet angewendet werden. Die absoluten Mengen lassen sich meist nur über die geschätzte Behandlungshäufigkeit der Kulturen und ihren Anteil im Einzugsgebiet mit Hilfe der praxisüblichen Aufwandmenge hochrechnen. Auch über stichprobenhafte Befragungen kann die Bedeutung eines Pflanzenschutzmittels abgeschätzt werden [4]. Regionale Unterschiede, auch innerhalb eines Einzugsgebietes, können durch lokal unterschiedliche Beratungsintensitäten der einzelnen PSM-Anbieter hervorgerufen werden.

Aus den physikalisch-chemischen Stoffkonstanten zusammen mit den ermittelten Aufwandmengen, ergibt sich eine Ersteinschätzung hinsichtlich einer potentiellen Wassergefährdung. Von besonderer Bedeutung sind ferner auch die Ausbringungspraxis und der Ausbringungszeitpunkt (Frühjahr/Herbst).

Auch nicht landwirtschaftliche Quellen, wie etwa Anwendungen im Bereich der Bundesbahn, auf versiegelten Flächen, in militärischen Sperrgebieten und in Baumschulen müssen in die Betrachtung miteinbezogen werden. Hier muß davon ausgegangen werden, daß im Bereich der Bundesbahn und auf versiegelten Flächen auch schon geringere Aufwandmengen eine größere potentielle Gefahr darstellen, da eine z.T. starke Adsorption an Bodenpartikel und Abbau in der belebten Bodenzone nicht gegeben ist.

Ein analytisches Monitoring, durchgeführt durch den Wasserwerksbetreiber in Form einer Eingangskontrolle des Zufließwassers zum Stausee, bestätigt das Auftreten der in diesem Fall als potentiell wassergefährdend eingestufte PSM.

Neben den reinen PSM-Daten sind von Relevanz der Anteil und die zeitliche Entwicklung der angebauten Kulturen und vorherrschende Fruchtfolgen. Zusammen mit landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen wie etwa dem Viehbesatz stellen sie die Grundlage zur Einschätzung auch zukünftiger Entwicklungen dar.

Zur Beschreibung des Naturraumes stand am Anfang eine umfangreiche Sammlung von Daten, die das Einzugsgebiet von ca. 880 km<sup>2</sup> möglichst umfassend beschreibt. Hier sind insbesondere hydrogeologische, pedologische und morphologische Karten zu nennen. Hinzu kamen im Einzugsgebiet ansonsten nicht immer verfügbare Karten zum Grundwasserflurabstand und zur Erosionsgefährdung.

Im Zusammenhang mit den klimatischen Faktoren und den Daten zum Abflußgeschehen in den Vorflutern, bilden sie die Grundlage für die Beurteilung des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet.

Speziell in diesem Einzugsgebiet müssen noch anthropogene Eingriffe in den Wasserhaushalt berücksichtigt werden. Unter diese fallen vor allem der Ausbau der Fließgewässer (Stauhaltungen) sowie Häufigkeit und Flächendichte von Meliorationsmaßnahmen.

Abschließend läßt sich aus den Erfahrungen zur Datensammlung sagen, daß spezielle thematische Karten, zumeist nur in einem großräumigen Maßstab, zum Teil flächendeckend vorliegen. Grundlegende Karten wie etwa die deutsche Grundkarte mit Höhenlinien sind nicht flächendeckend für das Einzugsgebiet vorhanden.

Dieses Kartierungs- oder Erhebungsdefizit von wichtigen Grundlagendaten führt zwangsläufig zu einer Vergrößerung der Aussagegenauigkeit jeder Untersuchung.

Wünschenswert wäre es daher, wenn Staatliche Ämter oder Forschungseinrichtungen sensible Räume wie z.B. das Einzugsgebiet einer Talsperre bevorzugt in der Bearbeitungsreihenfolge berücksichtigen würden.

### **3. Landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes und Pflanzenschutzmitteleinsatz**

Die landwirtschaftliche Nutzung des Raumes ist geprägt, durch ein intensive und insbesondere in den letzten Jahren zunehmende Masttierhaltung in dem Einzugsgebiet.

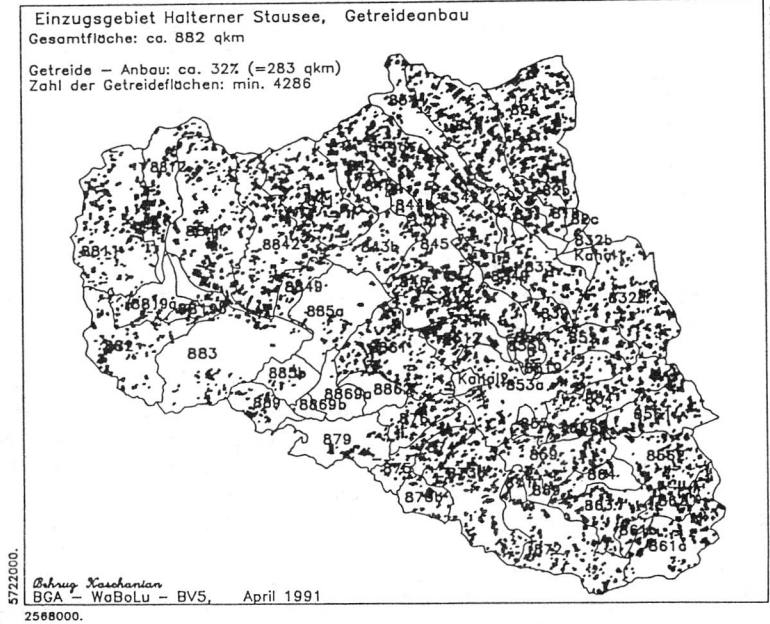
Damit einher ging eine deutliche Zunahme des ackerbaulich genutzten Anteils an der landwirtschaftlichen Nutzfläche und eine Verschiebung hin zum Maisanbau. Die Abb.1 zeigt die Getreidefläche, nach einer Befliegung vom 31.7.1989 darstellt.

Hierbei handelt es sich zu über 90 % um Wintergetreide, wovon wiederum Winterweizen und -gerste über 80 % des Getreideanteils ausmachen [5]. Mais umfaßt etwa 1/3 an der ackerbaulich genutzten Fläche.

Deutlich zu erkennen sind die regional unterschiedlichen Flächenanteile. Dieses ist mit ein Grund für die unterschiedlichen Gehalte von Pflanzenschutzmitteln für Wintergetreide in den beiden Hauptvorflutern, von denen der eine den östlichen und der andere den westlichen Teil des Einzugsgebietes entwässert. Diese Anbau, Behandlungs- und PSM-Konzentrationsunterschiede basieren insbesondere auf den unterschiedlichen geologischen, pedologischen und morphologischen Voraussetzungen der beiden Einzugsgebiete.

Als besonders relevante Mittel entsprechend der o.g. Flächenanteile der Kulturen, erweisen sich Herbizide, die im Wintergetreide und im Mais eingesetzt werden. Entsprechend auch ihrer hohen Gesamtaufwandmenge zeigen sie die höchsten Konzentrationen in den Vorflutern im Einzugsgebiet. Neben den Phenoxyalkancarbonsäuren stellen insbesondere die Phenylharnstoffe und die Triazine die problematischsten Gruppen dar.

Für Detailuntersuchungen in kleineren Einzugsgebieten (Kalibriergebiete) wurden die hinsichtlich der Konzentrationsbereiche und der Durchgängigkeit der Befunde auffälligsten und aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Daten exemplarische PSM für die Analyse ausgewählt. Stellvertretend für den Bereich der Maisherbizide war dieses das anfangs noch einsetzbare Atrazin und das Terbutylazin sowie aus dem Bereich der Herbizide im Wintergetreide die Wirkstoffe Chlortoluron und in der späteren Phase der Untersuchungen auch Isoproturon.



Behring Kaseharian  
BCA – WoBoLu – BV5, April 1991  
2568000.

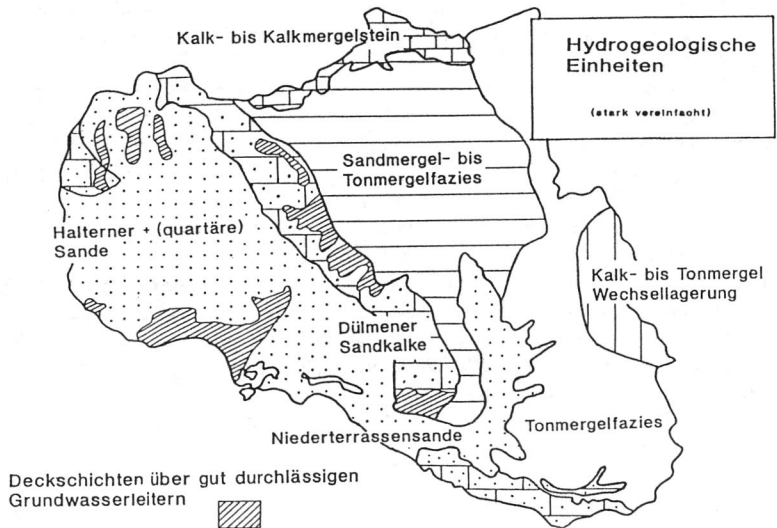


Abb. 2: Hydrogeologische Einheiten im Einzugsgebiet

#### **4. Naturräumliche Ausstattung des Einzugsgebietes**

Das Einzugsgebiet des Halterner Stausees wird durch sehr unterschiedliche lithologische Formationen der Kreide aufgebaut (Abb. 2). Die Sand- bis Tonmergel mit geringer Grundwasserwegsamkeit im Westen werden zu großen Teilen überlagert durch Grundmoräne und/oder Flugdecksande. Erstere ist im Westen des Einzugsgebietes lediglich inselartig vertreten. Hier dominieren durchlässige Halterner Sande und/oder Niederterrassenablagerungen. Demgemäß sind auch die Vorfluter im westlichen Einzugsgebiet durch einen höheren Grundwasseranteil geprägt.

Entsprechend den lithologischen Unterschieden und der Überprägung durch das Inlandeis hat sich im Osten ein zum Teil hügeliges Landschaftsbild entwickelt, während der landwirtschaftlich genutzte westliche Bereich überwiegend geringe Hangneigungen aufweist.

Aufgrund der o.g. Ausgangssituation haben sich im Westen vorwiegend Gleye bei hochanstehendem Grundwasser und Podsolböden bei Grundwasserferne entwickelt. Im mittleren und östlichen Bereich dominieren Braunerden und Pseudogleye mit z.T. deutlichem Stauwassereinfluß.

#### **5. Bestandsaufnahme der PSM-Belastung im Einzugsgebiet**

Die Bestandsaufnahme einer evtl. PSM-Kontamination sollte sowohl im Grundwasser als auch in den Oberflächengewässern erfolgen. Der Schwerpunkt der Untersuchung im Grundwasser lag aufgrund der Bedeutung des Trockenwetterabflusses im Sommer für den Stausee im Bereich der Halterner Sande und der Dülmener Sandkalke. In diesem Fall stand nicht der Eintrag (z.B.[6]) ins Grundwasser im Vordergrund, sondern es sollte der aktuelle Belastungszustand im oberen Bereich des Aquifers ermittelt werden, wie er in dem intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiet vorliegt.

Brunnen von Wasserwerken kamen hierfür im Einzugsgebiet nicht in Frage, da sie zu tief waren bzw. einen hohen Waldanteil im Einzugsgebiet aufweisen, ebenso wie die meisten Grundwasserbeobachter. Deshalb wurde insgesamt auf 27 Hausbrunnen, 5 Grundwasserbeobachter und 1 Quelle zurückgegriffen, die zu 4 Terminen beprobt wurden. Die endgültige Auswahl erfolgte nach verschiedenen Kriterien im Kreisgesundheitsamt und die endgültige Auswahl nach Abschätzung des potentiellen Einzugsgebietes vor Ort [7].

Die generellen Kriterien für die Brunnenauswahl dieses "worst case Ansatzes" für diesen Untersuchungsraum waren:

- sie sollten in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten liegen
- die Brunnen und Grundwasserflurabstände sollten entsprechend den Aquiferbedingungen möglichst flach sein
- bei gut durchlässigen, unbedeckten Grundwasserleitern sollte sich ein landwirtschaftlicher Einfluß durch höhere Nitratwerte erkennen lassen



- es sollte ein hoher Maisanteil im potentiellen Einzugsgebiet vorhanden sein, da nur bei Mais automatisch mit einer hohen Behandlungshäufigkeit (80-90 %) mit nur einem Wirkstoff (Atrazin) gerechnet werden kann

Die Abb. 3 zeigt die Befunde und im Vergleich hierzu als Begleitparameter Nitrat.

Man erkennt, daß die Atrazinkonzentrationen im Bereich flacher Grundwasserbeobachter (Entnahmestelle 27-32) deutlich in höheren Konzentrationen schwanken. Hier liegen evtl. Mobilisierungseffekte während der nur kurzzeitigen Probenahme vor. Im Bereich der Hausbrunnen, die mehr oder weniger ständig angeströmt werden, ist dieses nicht zu verzeichnen.

Im Vergleich hierzu fällt die Beständigkeit der Nitratkonzentrationen auf, die im Bereich hoher Nitratgehalte (sandiger Porenaquifer mit oxidierenden Grundwasserverhältnissen) neben anderen Parametern deutlich die Beeinflussung durch die ackerbaulich genutzten Flächen erkennen lassen. Daraus ergibt sich, daß der Aquifer gegenüber anorganischen und perseveranten Stoffen, wie dem Nitrat empfänglich ist, gegenüber dem Eintrag von Atrazin durch Faktoren wie Verdünnung im Aquifer, Abbau und Adsorption im Bereich der Deckschichten aber deutlich besser vor hohen Konzentrationen geschützt ist.

Die Bestandsaufnahme der Oberflächengewässer durch stichprobenhafte Beprobung der verschiedenen Vorfluter sollte zeigen, inwieweit regionale Unterschiede existieren, aber auch, wie groß die saisonalen und abflußbedingten Konzentrationsschwankungen sein können.

Abb. 4 zeigt dieses anhand der beiden ausgewählten Leitsubstanzen Atrazin und Chlortoluron. Da es sich um Stichproben handelt, können Abweichungen in den Konzentrationen auch bei diesen relativ großen Vorflutern somit schon dadurch zustande kommen, daß nicht zeitgleich sondern zumeist über mehrere Stunden verteilt beprobt wurde. Die Konzentrationsverteilung dieser Meßstellen im Einzugsgebiet von Nonnen- und Kleuterbach zeigen aber recht deutlich zum einen den gleichsinnigen Verlauf der Konzentrationsschwankungen als auch die jeweils gleiche Größenordnung.

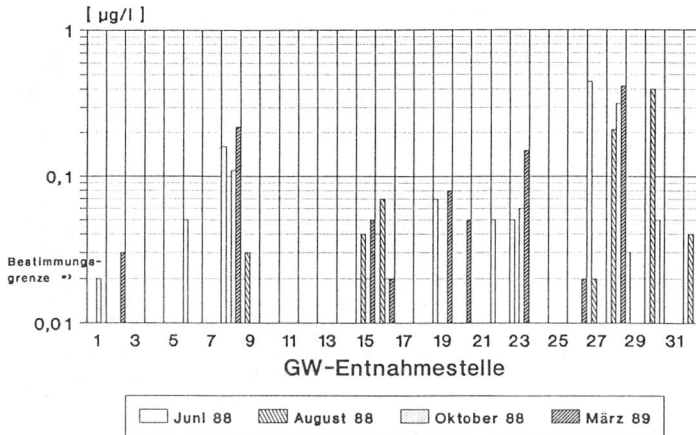
Dieses belegt, daß nicht einzelne Punktquellen als Verursacher in Betracht kommen, sondern daß es sich um ursächlich gleiche Flächenquellen oder um zumindest flächenhaft vorliegende Punktquellen handeln muß, die bei ähnlichen naturräumlichen Voraussetzungen, wie bei diesen Meßpunkten, auch gleiche Konzentrationen liefern.

Letzteres ist wichtig festzuhalten, da dieses eine Voraussetzung ist, für die Übertragung der in kleineren Testgebieten gewonnen Erkenntnisse auch auf größere Räume.

Abb. 5 zeigt, die aus den Konzentrationen und den gleichzeitig gemessenen Abflüssen ermittelten Frachtraten.

Es ist zu erkennen, daß einzelne Abflußereignisse den dominierenden Anteil am Ausstragsgeschehen des Einzugsgebietes ausmachen. Ferner zeigt sich, daß über das Jahr gesehen deutlich höhere Gesamtfrachtraten für Chlortoluron gegenüber Atrazin existieren. Dieses wird durch die generell höheren Abflüsse im zweiten hydrologischen Halbjahr hervorgerufen. Für einen "Endverbraucher" wie z.B. die Nordsee könnte dieses von größerer Bedeutung sein. Für die Belastungen in dieser Talsperre ist es weniger relevant, da sie nur über einen geringen Ausbaugrad verfügt.

### Atrazin-Befunde Grundwasser



Balken bis 0,02 µg = n.b.

### Begleitparameter Nitrat

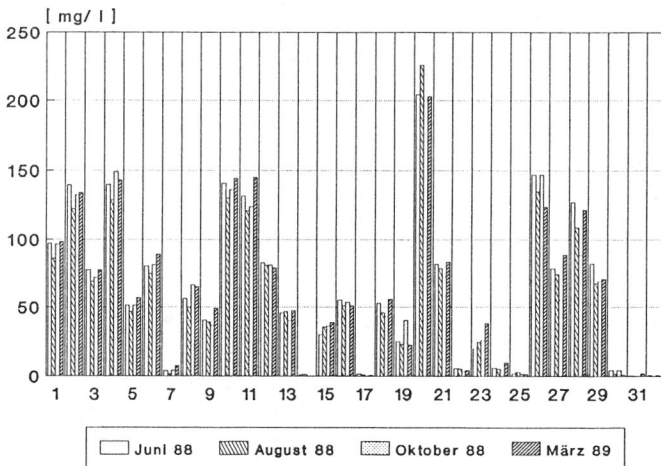


Abb. 3: Vergleich Atrazin- und Nitratbefunde im Grundwasser

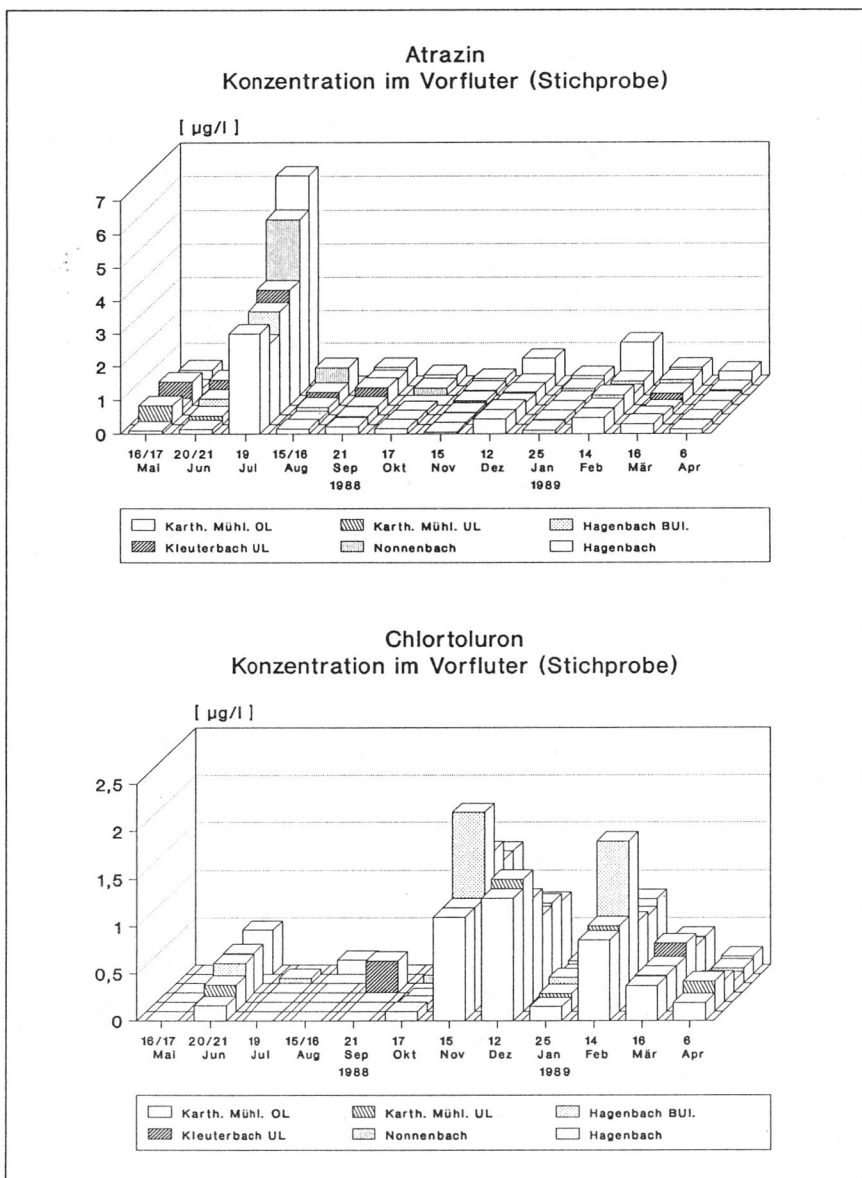


Abb. 4: PSM-Konzentration im Oberflächengewässer von Meßstellen in Einzugsgebieten mit ähnlichen naturräumlichen Voraussetzungen.

# PSM-Fracht (Stichprobe) Karthäuser Mühlenbach Unterlauf

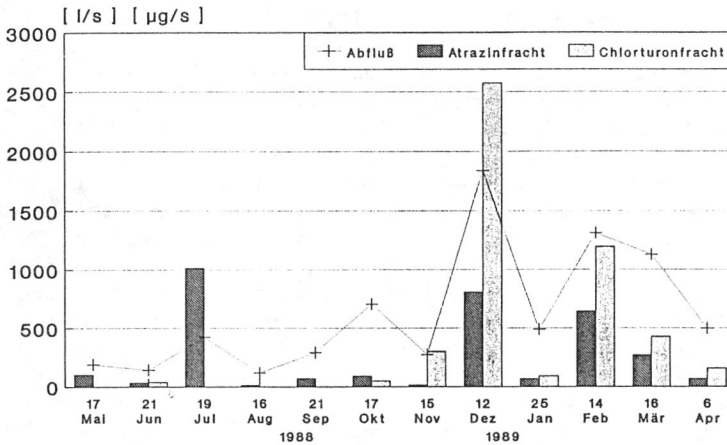


Abb. 5: Unterschiedliche PSM-Frachten

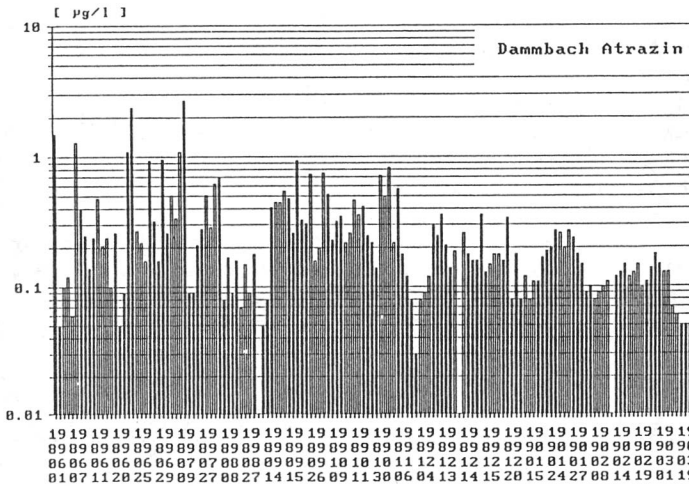


Abb. 6: Schwankung der Vorfluterkonzentration eines PSM in einem Einzugsgebiet (Wochen- bis Stundenmischproben)

## 6. Detailuntersuchungen

Die ausgewählten 4 Kalibriergebiete, repräsentieren zum überwiegenden Teil das Einzugsgebiet und weisen demnach zum Teil starke bodenkundliche und hydrogeologische Unterschiede untereinander auf. Auf Testschlägen wurde ausgewählten Detailfragen wie den Konzentrationen im "Oberflächenabfluß" (run-off, [8]) sowie den Gehalten in Dränagen in Beziehung zu den jeweiligen Wirkstoffgehalten im Boden nachgegangen.

Der Hauptvorfluter wurde im Gebietsauslaß mit einem automatischen Probennehmer in enger Reihenfolge beprobt. Die Abb.6 zeigt ein Beispiel für die starken Konzentrationsunterschiede die hierbei über einen Zeitraum gemessen werden können.

Hinter den Werten verbergen sich sowohl Wochen- bis Stundenmischproben. Zur Interpretation und Mengenbilanzierung wurden jeweils Aufzeichnungen zum Niederschlags- und Abflußgeschehen herangezogen.

Die abschließende Auswertung und Interpretation der Befunde kann allerdings erst erfolgen, wenn eine noch laufende Nutzungskartierung und Erhebung der PSM-Aufwandmengen in den Gebieten abgeschlossen ist.

Obwohl konkrete Empfehlungen für die unterschiedlich sensiblen Teilräume in Abhängigkeit von der Wirkstoffgruppe erst nach der abschließenden Bewertung gegeben werden können, soll im folgenden mit der Bandbreite der Vorstellungen und Maßnahmen bekanntgemacht werden, die zur Zeit im Einzugsgebiet unter den Beteiligten diskutiert und zum Teil auch schon vorgestellt wurden [9]; aber auch die, die unabhängig von den naturräumlichen Voraussetzungen (z.B. Applikationstechnik) Bestandteil der guten landwirtschaftlichen Praxis sind bzw. sein sollten.

### 1. Reduzierung der Aufwandmengen

#### 1.1 Reduzierung der Aufwandmengen bei herkömmlicher Applikationstechnik und Anwendung durch

- kein präventives Spritzen mehr vor Auflauf der Unkräuter
- falls notwendig, nur soviel spritzen, wie unter Berücksichtigung des Schadschwellenprinzips unbedingt erforderlich ist (z.B. Splitting in Teilgaben, in der Hoffnung, das die späteren nicht gegeben werden müssen)
- Teilbehandlung von Flächen
- nur selektive Mittel gegenüber den tatsächlich vorhandenen Unkauter/Ungräsern einsetzen. Dadurch Vermeidung vom Kombipacks, die meist zu höheren, nicht unbedingt notwendigen Wirkstoffkombinationen und damit auch Aufwandmengen führen (unter Berücksichtigung eventueller Resistenzbildungen von Unkräutern)

#### 1.2 Reduzierung der Aufwandmengen durch verstärkten Einsatz physikalischer Unkrautbekämpfung

- Kombination von chemischer und mechanischer Unkrautbekämpfung im Mais (z.B. Bandspritzung bringt Reduzierung um bis zu 2/3 der herkömmlichen Aufwandmenge)
- rein mechanische Unkrautbekämpfung

(Striegeln im Getreide und/oder hacken im Mais)  
(thermische Unkrautbekämpfung)

**1.3** Verbot besonders problematischer Mittel nach Pflanzenschutzanwendungsverordnung vom 22.7.1988, § 3, Abs.3 (bedingt vorherige Aufnahme des Wirkstoffes in Anlage 3b)

Durch den Wegfall von z.B. Atrazin, daß eine hohe Selbstverträglichkeit im Mais aufwies und dadurch sehr hohe Aufwandmengen zuließ (z.B. zur Queckenbekämpfung im Mais bis zu 8 kg/ha) ist bereits ein Teilerfolg zu verzeichnen. Der Ersatz von Atrazin durch Terbutylazin, führte generell bereits zu geringeren Aufwandmengen von nur einem Wirkstoff. Gekoppelt mit überwiegend gleich bleibenden oder günstigeren Eigenschaften des Ersatzmittels hinsichtlich einer Wassergefährdung, läßt sich noch unter einem gewissen klimatischen Vorbehalt aus den Konzentrationen in den beiden Hauptvorflutern bereits eine deutliche, wenn auch bei weitem noch nicht ausreichende, Austragsreduzierung im Einzugsgebiet erkennen.

## **2. Eintragsminimierung durch erosionsvermindernde Maßnahmen auf geneigten Flächen.**

- Anbau von Zwischenfrüchten
- Mulch- und Direktsaat
- Zwischen-, Reihen- und Untersaaten

## **3. Ordnungsgemäße Applikationstechniken und -zeitpunkte**

- Vermeidung der ungewollten Mitbehandlung von Randböschungen bzw. der Vorfluter und Gräben. (Schwenken des Spritzgestänges über den Böschungsbereich mit evtl. nachtropfenden Düsen oder versehentlich zu spät abgeschaltet). Diese Punkte sind insbesondere im Einzugsgebiet von Bedeutung, da in großen Bereichen des Einzugsgebietes so gut wie kein Gewässerrandstreifen existiert, und man in der Regel davon ausgehen muß, daß die normale Behandlung somit bis zur Böschungskante (oder evtl. darüberhinaus) durchgeführt wird.
- Vermeidung von Kontaminationen durch Außenreinigung der Geräte (Trecker und Spritze). Nach eigenen Untersuchungen fallen hier bei der Außenreinigung mit einem Hochdruckreiniger zwischen 50 - 70 Liter Wasser an. Je nach Vorbedingungen erreichte hierbei die PSM-Fracht, in diesem Fall Atrazin, Gehalte von bis zu 500 mg, die auf den Boden gelangten (abhängig von den Vorbedingungen). Deshalb sollten die Geräte nicht auf versiegelten Flächen mit Vorfluteranschluß gesäubert werden. Ebenfalls ist in Zukunft eine ordnungsgemäße Entsorgung von unvermeidlichen Restmengen im Sumpf der Spritze auch nach vorheriger Verdünnung 1:100 und nochmalige Ausbringung auf die Fläche unabdingbar, da hierbei nach Berechnungen noch höhere Mengen anfallen (bis zu mehreren Gramm ). Die vorläufige noch zu überprüfende Empfehlung lautet zur Zeit: Einleitung in die Güllegrube.
- Falls Restmengen gesammelt werden, ist eine ordnungsgemäße Lagerung wie bei allen wassergefährdenden Stoffen wichtig.

- Vermeidung von Kontaminationen durch direkte Abdrift. Behandlungen möglichst nur bei geringen Windgeschwindigkeiten durchführen. Hinsichtlich der Drift werden im Rahmen anderer Forschungsvorhaben in Kürze neuer Erkenntnisse zur Verfügung stehen. Eigene stichprobenartige Untersuchungen haben aber ergeben, daß die Abdrift bei Windstille mit der Entfernung sehr stark abnimmt; daher kommt hierbei wiederum dem Gewässerrandstreifen eine besondere Bedeutung zu.
- kein Applikation auf gefrorenem Boden

#### 4. Mittel- bis längerfristige Maßnahmen

- Einrichtung von bepflanzten oder begrünten Gewässerrandstreifen (Verhinderung der Mitbehandlung und der Abdrift. Gleichzeitig Erosionsschutz und damit Verminderung des Eintrages der partikulär gebundenen PSM-Fracht.) Anlegung generell aus ökologischen Gesichtspunkten wünschenswert (Ackerrandstreifenprogramm). Flächenstilllegungsprogramm NRW könnte hiermit evtl. kombiniert werden.
- Restmengenvermeidung und Verhinderung der Möglichkeit von Überfüllunfällen durch Entwicklung neuer Direkteinspeisungen der Mittel in den Wasserstrom der Spritze (nicht für alle Mittel möglich). Sehr hohe Konzentration entstehen, insbesondere bei akuten Unfallschäden, weniger bei Abdrift oder runoff [10].
- Einrichtung von zentralen Waschplätzen
- verstärkter Einsatz von bereits in der Entwicklung befindlichen Expertensystemen, die neben ökonomischen Aspekten wie der Mitteleinsparung, die automatisch zu einer gewünschten Aufwandreduzierung führen, auch rein potentielle Risiken der Einzelschläge hinsichtlich einer Wassergefährdung berücksichtigen sollten Weiterentwicklung der chemischen Industrie Anwendung und Entwicklung von "low-input" Mitteln mit Aufwandmengen im Bereich von einigen Zehnern Gramm/ha, wie sie z.T. bereits schon eingesetzt werden (Beispiel: Sulfonylharnstoffe). Die Erreichung des Grenzwertes ( $< 0,1 \mu\text{g/l}$ ) der TVO ist hiermit sicherlich auf Dauer erreichbar. In diesem Umfeld existieren aber noch zahlreiche Probleme und Fragestellungen im Bereich der ausgesprochen hohen Selektivität der Mittel (evtl. Nachbauprobleme), der analytischen Bestimmbarkeit und der Toxikologie.

#### Literatur

1. Kötter, K., Schlett, C: Herbizide in Roh- und Trinkwässern eines Wasserversorgungsunternehmens. In: Pflanzenschutzmitteln und Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (79), 457-480, 1989
2. Müller-Wegener, U., Litz, N., Kleine, W. Milde, G.: Über die Sanierung eines durch Pflanzenschutzmittel belasteten Wassereinzugsgebiets. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (57), 77-82, 1988

3. Litz, N., Kleine, W., Müller-Wegener, U., Milde, G.: Strategien der Sanierung eines Einzugsgebietes. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (79), 675-687, 1989
4. Hille, M.: Erhebungen über Art und Menge der während des Erntejahres 1987 in verschiedenen Ackerbaukulturen angewendeten Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 243, 1988
5. Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen: Bodennutzung in Nordrhein-Westfalen, 1987
6. Friesel, P., Stock, R., Ahlsdorf, B., von Kunowski, J., Steiner, B., und Milde, G.: Untersuchung auf Grundwasserkontaminationen durch Pflanzenbehandlungsmittel. Materialien 3/87, 1987
7. Kleine, W., Litz, N., Müller-Wegener, U. Milde, G.: Strategie und bisherige Ergebnisse einer Beprobungsserie von Eigenwasserversorgungsanlagen auf PSM-Belastungen im Grundwasser. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (59), 1079-1084, 1989
8. Wauchope, R.D.: The Pesticide of Surface Water Draining from agricultural Fields - A Review. Journal of Environmental Quality (7), 459-472, 1978
9. Krause, E.: Konsequenzen eines strikten Grundwasserschutzes vor Pflanzenschutzmittelkontaminationen für landwirtschaftliche Betrieb im Münsterland. In: Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (79), 653-659, 1989
10. Frank, R., Braun, H.E., Ripley, B.D., Clegg, B.S.: Contamination of Rural Ponds with Pesticide, 1971-85, Ontario, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (44), 401-409, 1990





# **Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene Schadstoffeinträge**

*R. Schleyer*

## **1. Einleitung**

Insbesondere Verbrennungsprozesse, aber auch andere anthropogene Quellen emittieren große Mengen anorganischer und organischer Stoffe in die Atmosphäre. Ein bedeutender Anteil dieser Stoffe sowie ihrer atmosphärischen Reaktionsprodukte erreichen in gelöster oder partikulärer Form den Boden. Mit dem Sickerwasser können diese Stoffe sowie ihre pedosphärischen Umwandlungs- und Mobilisationsprodukte bis in das Grundwasser gelangen und seine Qualität negativ verändern.

Im Gegensatz zu anderen Schadstoffquellen für das Grundwasser, wie beispielsweise Altlasten oder nicht standortgerechte Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln durch die Landwirtschaft, ist der luftgetragene Schadstoffeintrag zwar regional differenziert, nicht aber regional begrenzt. Er findet flächendeckend an der gesamten Kontaktfläche zwischen Atmosphäre und Pedosphäre statt, so daß langfristig große Grundwassermengen in ihrer Eignung für die Trinkwassergewinnung beeinträchtigt werden können.

## **2. Emissionen**

Seit Beginn der industriellen Revolution und dem damit verbundenen zunehmenden Energiebedarf haben die Emissionen von Kohlendioxid, Schwefeldioxid und Stickoxiden in die Atmosphäre durch Verbrennung fossiler Energieträger bis Mitte der siebziger Jahre dieses Jahrhunderts ständig zugenommen. Hauptemittenten sind Industrie, Verkehr, Kraft- und Fernheizwerke sowie private Heizungsanlagen. Bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland in den Grenzen vor 1990 wurden maximale Emissionen für Schwefeldioxid im Jahr 1973 mit 3,85 Mt erreicht (Abb. 1) (UBA, 1989). Durch Verwendung des schwefelärmeren Nordseeöls sowie durch Inkrafttreten der Großfeuerungsanlagenverordnung (1982) hat sich diese Zahl bis heute etwa halbiert. Die insbesondere aus dem Kraftfahrzeugverkehr stammenden Stickoxide erreichten ihr Emissionsmaximum im Jahr 1979 mit 2,95 Mt und sind seit dem mehr oder weniger auf kon-

stantem Niveau. Die Emissionen von Kohlendioxid haben für die Grundwasserqualität kaum Relevanz und werden hier deshalb nicht weiter behandelt.

Die Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen in die Atmosphäre liegen mit etwa 2,5 Mt/a in der gleichen Größenordnung wie die der Stickoxide und des Schwefeldioxids. Hauptemittenten sind der Kraftfahrzeugverkehr und der Umgang mit organischen Lösemitteln (UBA, 1989).

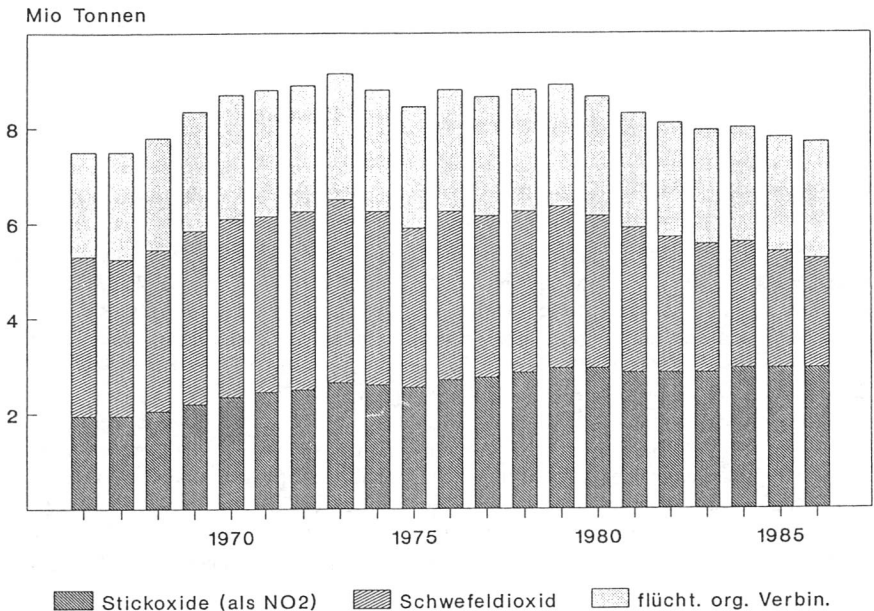


Abb. 1: Entwicklung der Emissionen von Stickoxiden, Schwefeldioxid und flüchtigen organischen Verbindungen von 1966 bis 1986 in der Bundesrepublik Deutschland (Zahlen aus UBA, 1989)

### 3. Hypothetische Depositionsraten und Konzentrationen

Würden die Emissionen des Jahres 1986 vollständig und gleichmäßig auf der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in den Grenzen vor 1990 (248.798 km<sup>2</sup>) deponiert ohne Berücksichtigung des Schadstoffexports und -imports über die Landesgrenzen hinweg, resultierten hypothetische Depositionsraten pro Hektar und Jahr von 36,1 kg Stickstoff,

Tab. 1: Aus den Emissionen des Jahres 1986 berechnete hypothetische Depositionsraten und hypothetische Sickerwasserkonzentrationen im Vergleich zu gemessenen Depositionsraten

	Emissionen 1986 <sup>(1)</sup>	----- hypothetisch -----		----- gemessen -----		Anteil gemessener Deposition an hypothetischer
		hypothetische entspricht in 250 mm mittlere Sickerwasser gelöst Deposition <sup>(2)</sup>	hypothetisch [kg/ha-a]	gemessene mittlere Sickerwasser gelöst Deposition	gemessen entspricht in 250 mm Sickerwasser gelöst einer Konzentration	
	[Mt]		[mg/l]		[mg/l]	[%]
Stickstoff	2,95 (als NO <sub>2</sub> )	36,1 (als N)	63,9 (als NO <sub>2</sub> )	8,4 <sup>(3)</sup> (als N)	14,9 (als NO <sub>2</sub> )	23,3
Schwefel	2,30 (als SO <sub>2</sub> )	46,2 (als S)	55,4 (als SO <sub>2</sub> )	26,0 <sup>(3)</sup> (als S)	31,2 (als SO <sub>2</sub> )	56,3
Organische Verbindungen	2,45	98,5	39,4	0,33 <sup>(4)</sup>	0,13	0,3

(1) aus UBA (1989)  
(2) berechnet durch gleichmäßige Verteilung der Emissionen von 1986 über die Fläche der Bundesrepublik Deutschland in den Grenzen vor 1990 (248 798 km<sup>2</sup>)  
(3) aus Biechle und Fohlmann (1990) (Bild 4 und 5), Flächenverhältnis von Freiland zu Bestand = 2:1  
(4) berechnet aus mittleren AOX-Konzentrationen von 13 µg/l in Niederschlagswasser, unter der Annahme, daß die Halogene etwa 2/3 des Molekulargewichts der halogenierten organischen Substanzen ausmachen und daß das Verhältnis halogenierte organische Substanzen zu nichthalogenierten 1:1 beträgt

46,2 kg Schwefel sowie 98,5 kg organischer Verbindungen (Tab. 1). In einer mittleren Sickerwassermenge von 250 mm gelöst, resultierten Konzentrationen von 63,9 mg/l Nitrat, 55,4 mg/l Sulfat sowie 39,4 mg/l organischer Verbindungen.

Diese Zahlen machen die Größenordnung des möglichen Einflusses luftgetragener Schadstoffe auf die Grundwasserqualität deutlich. Insbesondere die Größenordnung der hypothetischen Deposition organischer Substanzen ist bemerkenswert und soll am Beispiel von Benzol, Toluol sowie den leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) weiter verdeutlicht werden: Würden die pro Jahr in der Bundesrepublik emit-

Tab. 2: Mittlere Konzentrationen von organischen Substanzen (außer AOX in ng/l) in Niederschlagswasser, Bodensickerwasser und Grundwasser an vier Meßstationen in Hessen (vgl. Schleyer et al., 1991)

	Niederschlags- wasser		Bodensicker- wasser		Grund- wasser
	A	B	A	B	
AOX [ $\mu\text{g/l}$ ]	29.	4.7	79.	100.	13.
Trichlormethan	56.	14.	42.	160.	270.
Tetrachlormethan	< 3.	< 3.	< 3.	< 3.	< 3.
1,1,1-Trichlorethan	< 10.	< 10.	< 10.	< 10.	< 10.
Trichlorethen	< 5.	< 5.	< 5.	< 5.	< 5.
Tetrachlorethen	< 5.	< 5.	< 5.	< 5.	< 5.
Trichloressigsäure	2775.	730.	540.	840.	110.
Toluol	47.	48.	39.	85.	43.
o-Xylol	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.
Summe m- und p-Xylol	15.	15.	20.	30.	< 15.
Ethylbenzol	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.
Naphthalin	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.
Chlorbenzol	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.
1,2-Dichlorbenzol	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.	< 15.
1,4-Dichlorbenzol	< 45.	< 45.	< 45.	< 45.	< 45.
1,2,4-Trichlorbenzol	< 3.	< 3.	< 3.	< 3.	< 3.
Hexachlorbenzol	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Hexachlorethan	< 1.2	< 1.2	< 1.2	< 1.2	< 1.2
alpha-HCH	2.5	3.	< 2.5	< 2.5	< 2.5
gamma-HCH	36.	39.	4.3	4.8	< 2.
Dibutylphthalat	310.	270.	305.	470.	270.
Di-(2-ethylhexyl)-phth.	790.	570.	705.	870.	660.
4-Nitrophenol	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
4-Methyl-2-Nitrophenol	+	+	n.d.	n.d.	n.d.
3-Methyl-4-Nitrophenol	+	n.d.	n.d.	n.d.	+
<hr/>					
n.d.: < Blindwert		A: Fichtenbestand			
+ : qualitativ nachweisbar		B: Freiland			

tierten 70.000 t Benzol, 250.000 t Toluol und 250.000 t LCKW (Rippen et al., 1987) vollständig in der mittleren Sickerwassermenge von 250 mm gelöst, resultierten hypothetische mittlere Konzentrationen von 1125  $\mu\text{g/l}$  Benzol, 4019  $\mu\text{g/l}$  Toluol und 4019  $\mu\text{g/l}$  LCKW.

Die in der Realität gemessenen Depositionsraten sind deutlich geringer. Mittlere Depositionsraten von Nitrat-Stickstoff liegen im Freiland bei 6,3 kg/ha-a und im Fichtenbestand bei 12,7 kg/ha-a (Brechtel und Pohlmann, 1990). Bei einem Flächenverhältnis von Freiland zu Bestand von 2:1 in der Bundesrepublik ergibt sich eine mittlere Depositionsrate von 8,4 mg N/ha-a, was 23,3 % des hypothetischen Wertes entspricht (Tab. 1). Entsprechende Berechnungen beim Schwefel (16,0 kg/ha-a im Freiland, 46,0 kg/ha-a im Fichtenbestand; Brechtel und Pohlmann, 1990) führen zu immerhin 56,3 % des hypothetischen Wertes, bzw. bei den organischen Verbindungen zu 0,3 % (Tab. 1). Der letzte Wert ist jedoch mit großer Unsicherheit behaftet, denn er beruht auf einer Reihe von Annahmen (vgl. Tab. 1). Grundlage der Berechnung sind selbst ermittelte mittlere AOX-Konzentrationen von 29  $\mu\text{g/l}$  im Bestand-Niederschlag sowie 4,7  $\mu\text{g/l}$  im Freiland-Niederschlag (Tab. 2).

#### 4. Anorganische Stoffe

Für die Grundwasserqualität ist die Deposition der Säurebildner Sulfat (Schwefelsäure) und Nitrat (Salpetersäure) von großer Bedeutung. Daneben spielen auch noch Ammonium und Chlorid eine Rolle. Von untergeordneter Bedeutung für die Grundwasserqualität ist die Deposition von Alkali- und Erdalkalimetallen sowie von Schwermetallen.

Die Höhe der Deposition hängt von unterschiedlichen Faktoren ab, wobei die geographische Lage zum Emittenten einer der wichtigsten ist. Außerdem spielen meteorologische Größen wie Windverhältnisse, Niederschlagshöhe, Niederschlagshäufigkeit und -intensität sowie die lokale Wetterlage (Inversions-, Nebel- und Wolkenhäufigkeit) eine bedeutende Rolle. Weiterhin wirken sich auch Standorthöhe und die Expositionslage (Luv oder Lee) deutlich auf die Depositionsrate aus. Äußerst wichtige Einflußfaktoren sind schließlich die Art und der Zustand der Vegetation. So werden in Waldbeständen im Mittel um den Faktor 2 bis 5 höhere Stoffdepositionsraten gemessen als im Freiland (Führer et al., 1988), weil die große Oberfläche von Blättern und Nadeln ein hohes Adsorptions- und Absorptionspotential für Schadstoffe auch in Trockenzeiten oder bei Nebelsituationen darstellt (Auskämmeffekt). Während eines Niederschlagsereignisses sowie beim Blatt- und Nadelfall gelangen diese Schadstoffmengen zusätzlich auf und in den Boden.

In Abhängigkeit von der Wirkung dieser die Höhe der Deposition beeinflussenden Faktoren variieren die Depositionsraten in der Bundesrepublik stark. Die nördliche Hälfte der Bundesrepublik ist beispielsweise durch höhere Depositionsraten gekennzeichnet als die südliche. Die höchsten Depositionsraten verzeichnen die höher gelegenen Kammlagen der Mittelgebirge, weil hier - insbesondere luvseitig - die Niederschlagsmengen am höchsten sind.

Gegenüber dem atmosphärischen Säureeintrag ist die Säureneutralisationskapazität des Bodens bzw. der ungesättigten Deckschichten für die Grundwasserqualität von herausragender Bedeutung. Sie wird zunächst nahezu ausschließlich vom Karbonatgehalt bestimmt. Bis zu einem pH-Wert von 6,2 (Karbonat-Pufferbereich) können relativ hohe Protoneneinträge unter Freisetzung von Ca- und  $\text{HCO}_3$ -Ionen aufgefangen werden. Wird der Karbonat-Pufferbereich unterschritten, durchläuft der Boden weitere Pufferbereiche, in denen die Säuren mit Silikaten reagieren. Für die Grundwasserqualität kritisch ist der pH-Wert-Bereich  $<4,2$  (zunächst Aluminium- dann Eisen-Pufferbereich), da hier die hygienisch bedenklichen Aluminium- und andere Metallionen in Lösung gehen und mobilisiert werden. Aluminium-Gehalte von einigen mg/l (Trinkwassergrenzwert: 0,2 mg/l) sind heute in oberflächennahen Grundwässern mit Deckschichten geringer Säureneutralisationskapazität keine Seltenheit.

## 5. Organische Substanzen

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurden die möglichen Auswirkungen atmosphärischer organischer Schadstoffmissionen auf die Grundwasserqualität untersucht. An vier Waldstandorten in Hessen wurden sowohl im Freiland als auch im Fichtenbestand Niederschlagswasserproben, Bodensickerwasserproben der obersten Bodenschicht sowie Grund- bzw. Quellwasserproben auf eine Reihe organischer Parameter untersucht. Die Meßstationen, die Methodik der Probenahme und der Analytik sowie die Auswahlkriterien für die untersuchten organischen Parameter sind an anderer Stelle ausführlich beschrieben (Schleyer et al., 1991).

In Tab. 2 sind die mittleren Konzentrationen organischer Parameter in den monatlich genommenen Proben getrennt für Niederschlagswasser, Bodensickerwasser und Grundwasser zusammengestellt. Abb. 2 - 6 zeigen die Konzentrationsverteilungen derjenigen Parameter, die mit einer genügenden Anzahl von Meßwerten oberhalb ihrer jeweiligen Nachweisgrenze liegen.

Auffällig ist zunächst, daß eine Reihe organischer Substanzen wie die LCKW, die in großen Mengen in die Atmosphäre emittiert werden, durchweg unterhalb ihrer Nachweisgrenze liegen. Das liegt zum einen an ihrer meist geringen Wasserlöslichkeit, zum anderen daran, daß sie in der Atmosphäre photochemisch metabolisieren. So können die LCKW in der Atmosphäre zu Trichloressigsäure und auch zu anderen chlorierten Carbonsäuren oxidieren, die wegen ihrer Polarität sehr viel besser wasserlöslich sind als ihre Edukte. Die Trichloressigsäure wird deshalb bis zu einigen  $\mu\text{g/l}$  im Niederschlagswasser nachgewiesen, wobei ihre Konzentrationen im Bestandsniederschlag deutlich gegenüber dem Freilandniederschlag erhöht sind (Abb. 3). Letzteres beruht auch auf einer Anreicherung der lipophilen LCKW in der Wachsschicht von Fichtennadeln (Frank et al., 1990) und biochemischer Metabolisierung zu Trichloressigsäure. Von Bedeutung ist die Trichloressigsäure wegen ihrer herbiziden Wirkung. Als zugelassener Pflanzenschutzmittelwirkstoff kann für ihre Bewertung bezüglich möglicher Auswirkungen auf die Grundwasserqualität der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von  $0,1 \mu\text{g/l}$  herangezogen werden.

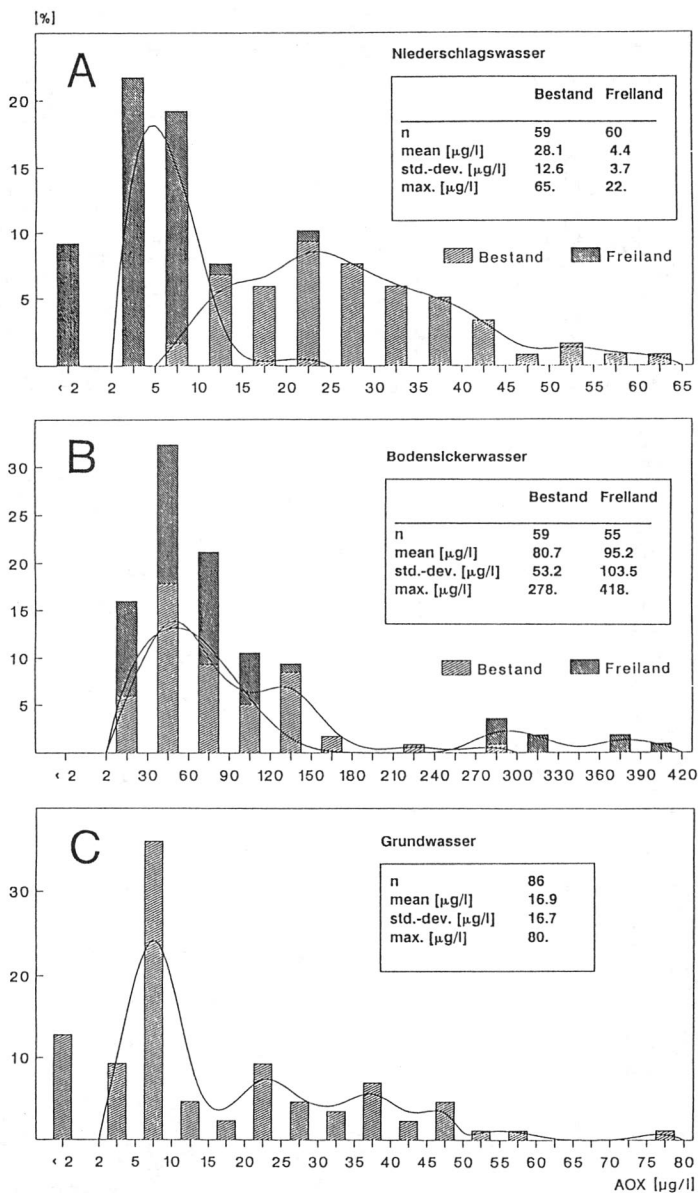


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung und statistische Parameter der AOX-Konzentrationen in Niederschlagswasser (A), Bodensickerwasser (B) und Grundwasser (C) an vier Meßstationen in Hessen, aufgeteilt in Fichtenbestand und Freiland



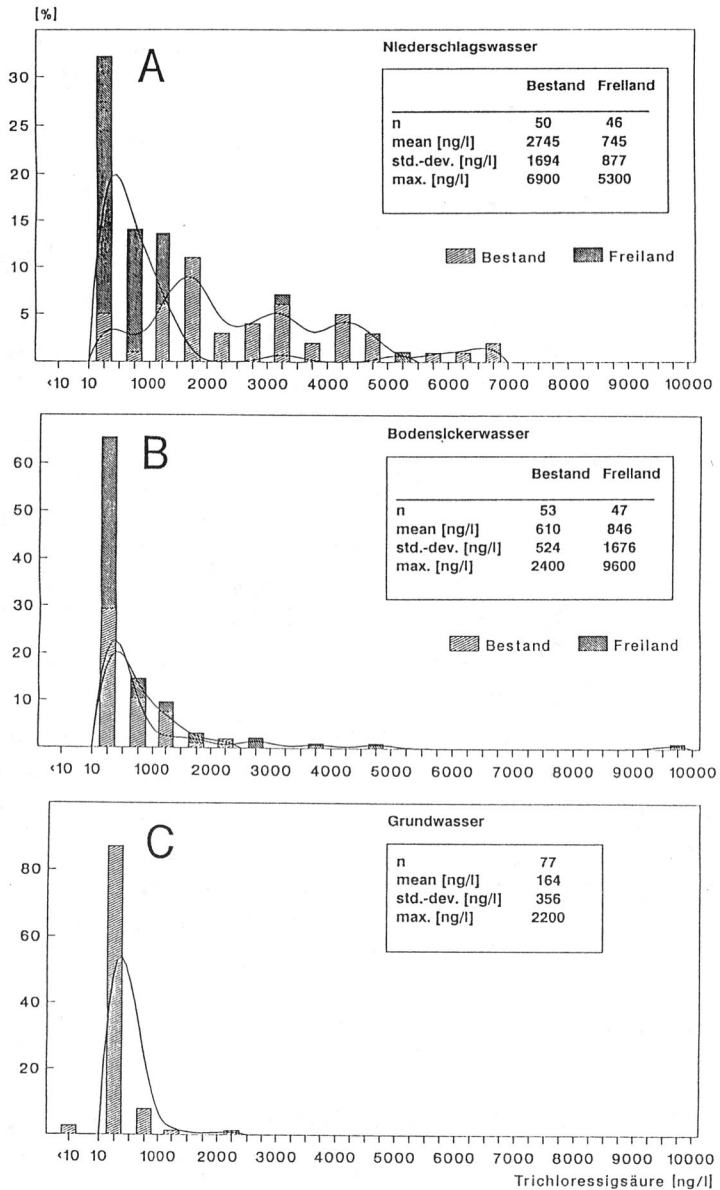


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung und statistische Parameter der Trichloressigsäure-Konzentrationen in Niederschlagswasser (A), Bodensickerwasser (B) und Grundwasser (C) an vier Meßstationen in Hessen, aufgeteilt in Fichtenbestand und Freiland

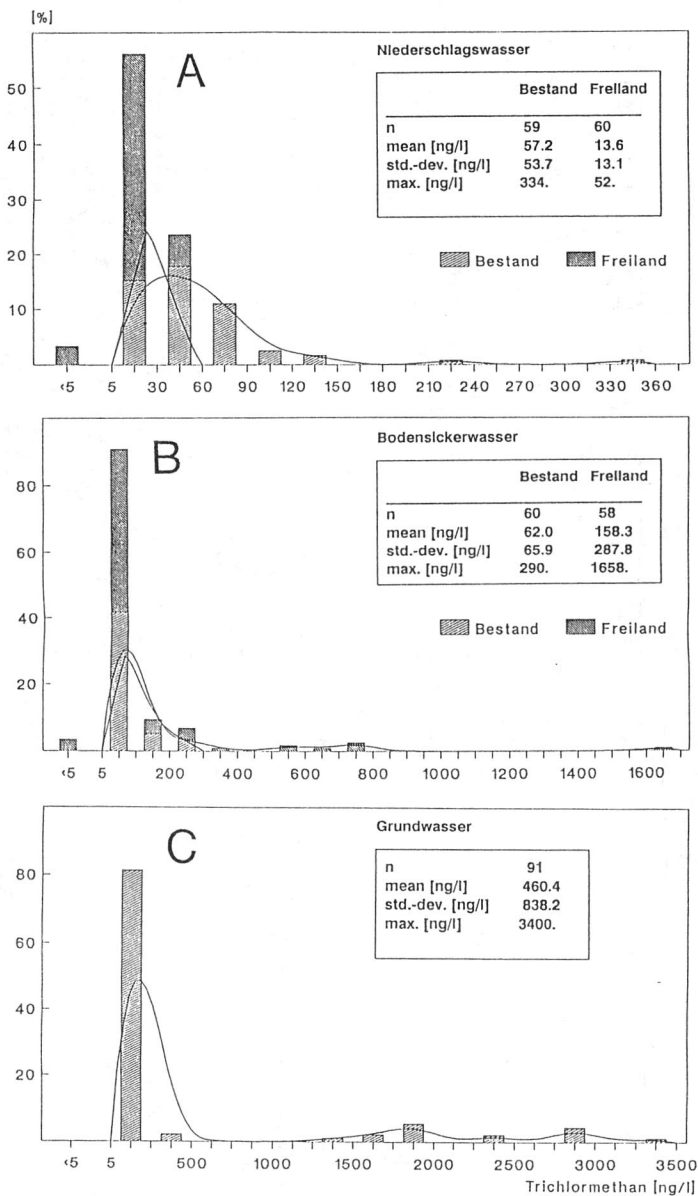


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung und statistische Parameter der Trichlormethan-Konzentrationen in Niederschlagswasser (A), Bodensickerwasser (B) und Grundwasser (C) an vier Meßstationen in Hessen, aufgeteilt in Fichtenbestand und Freiland

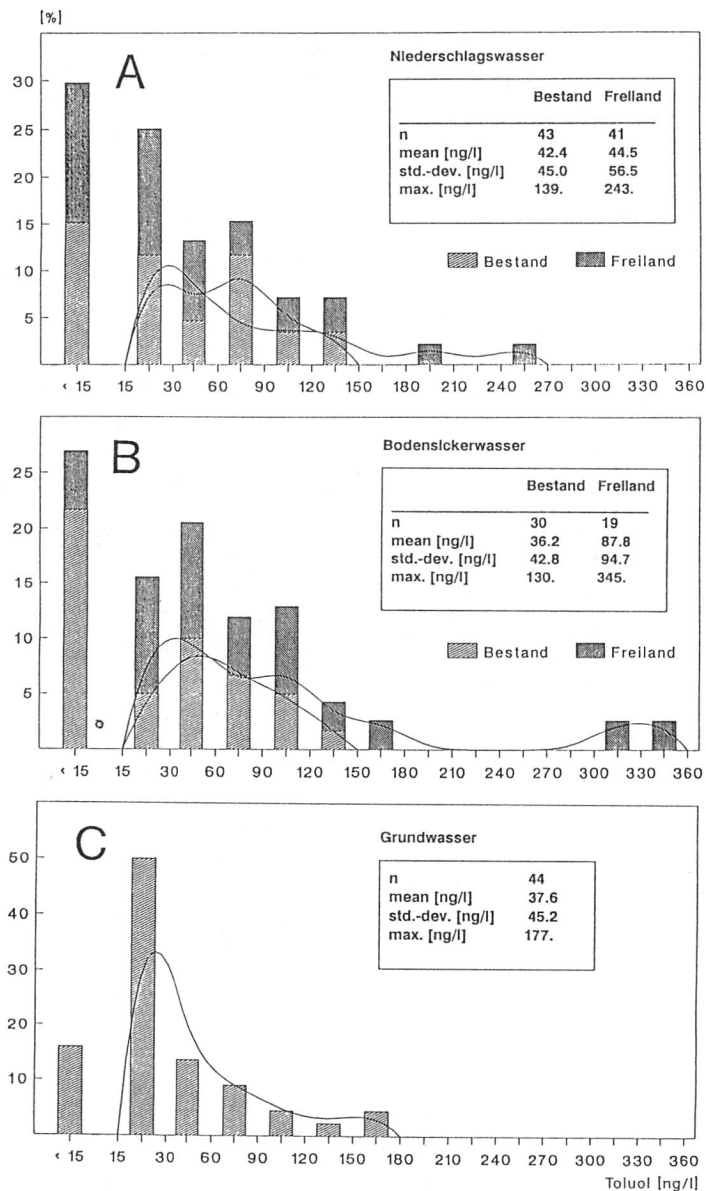


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung und statistische Parameter der Toluol-Konzentrationen in Niederschlagswasser (A), Bodensickerwasser (B) und Grundwasser (C) an vier Meßstationen in Hessen, aufgeteilt in Fichtenbestand und Freiland

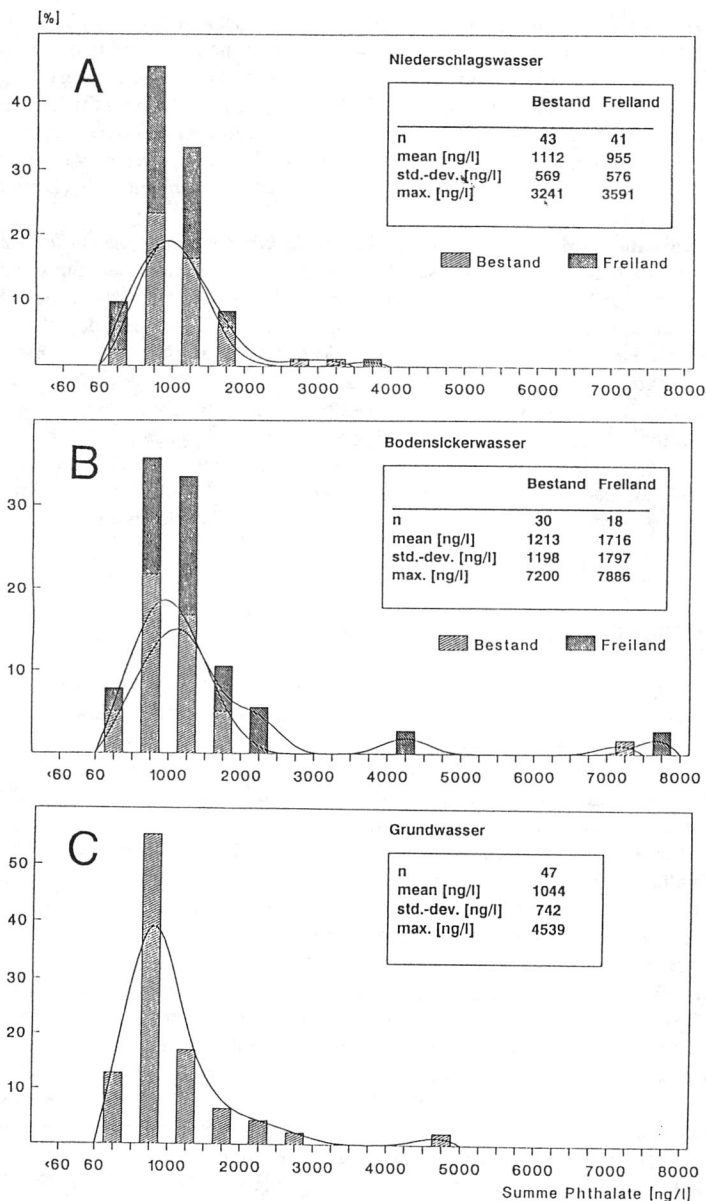


Abb. 6: Häufigkeitsverteilung und statistische Parameter der Summen-Konzentrationen von Dibutylphthalat und Di-(2-ethylhexyl)-phthalat in Niederschlagswasser (A), Bodensickerwasser (B) und Grundwasser (C) an vier Meßstationen in Hessen, aufgeteilt in Fichtenbestand und Freiland

Eine vergleichbare atmosphärische Umwandlung geschieht auch mit den monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, die zwar in großen Mengen in die Atmosphäre emittiert werden, selbst aber nur in geringen Konzentrationen im Niederschlagswasser nachzuweisen sind. Sie können photochemisch mit OH-Radikalen und Stickoxiden zu Nitrophenolen reagieren (Nojima et al., 1975), die in sämtlichen Niederschlagswasserproben - aus analytischen Gründen allerdings nur qualitativ - nachgewiesen werden konnten. Andere Arbeitsgruppen ermittelten Konzentrationen von einigen  $\mu\text{g/l}$  (Levsen et al., 1990).

Eine Vielzahl von Kriterien und Vorgängen im Oberboden sowie in der Aerationzone bestimmt das weitere Schicksal der eingetragenen organischen Substanzen. Die wichtigsten sind Rückhaltung durch Adsorption insbesondere an organischem Material oder Tonpartikeln sowie mikrobieller Ab- oder Umbau. So sorgen decarboxylierende Bakterien für einen Abbau der Trichloressigsäure zu Trichlormethan, was einerseits zu einer Abnahme der Trichloressigsäure-Konzentrationen auf dem Weg über das Bodensickerwasser bis zum Grundwasser führt (Abb. 3), andererseits zu einer Zunahme der Trichlormethan-Konzentrationen (Abb. 4). Andere Substanzgruppen wie beispielsweise die Phthalate, von denen in Abb. 6 die Konzentrationen von Dibutylphthalat und Di-(2-ethylhexyl)-phthalat summarisch dargestellt sind, können in ähnlichen Konzentrationsbereichen in das Grundwasser gelangen, wie sie auch im Niederschlagswasser vorkommen.

## 6. Bewertung der Situation

In Abb. 7 werden die drei wesentlichen Schadstoffquellen für das Grundwasser in einer bewußt einfach gehaltenen Darstellung miteinander verglichen. Von den kleinflächigen (punktförmigen) Schadstoffquellen über die Landwirtschaft bis hin zum atmosphärischen Schadstoffeintrag nimmt einerseits die Schadstoffkonzentration in dem das Grundwasser beeinflussende Sickerwasser ab, auf der anderen Seite nimmt die betroffene Fläche zu. Wird das Risiko als Produkt aus betroffener Fläche und eingetragener Konzentration definiert, kann das von jeder der drei Schadstoffquellen für die Grundwasserqualität bezogen auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland ausgehende Risiko als durchaus vergleichbar bezeichnet werden, obschon im Einzelfall - bezogen beispielsweise auf das Einzugsgebiet eines Wasserwerks - in der Regel eine der drei Schadstoffquellen gegenüber den anderen stark dominiert.

Bei der Bewertung von Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten geht es meist um die Beseitigung eingetretener Schäden oder um die Wiederherstellung eines Zustandes der Grundwasserqualität, der von der jeweiligen Nutzung des Grundwassers bzw. der Expositionssituation gegenüber Schutzgütern abhängt. So werden bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten häufig die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung als Bewertungsmaßstab herangezogen, dann beispielsweise, wenn eine Trinkwassergewinnung gefährdet ist. Aus der Sicht der Trinkwassergewinnung kann dies durchaus ein tolerierbares Sanierungsziel darstellen, das allerdings die ursprünglichen Verhältnisse nicht

wieder herstellt, da die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung in der Regel immer deutlich höher als die natürlichen, geogenen Konzentrationen im Grundwasser sind.

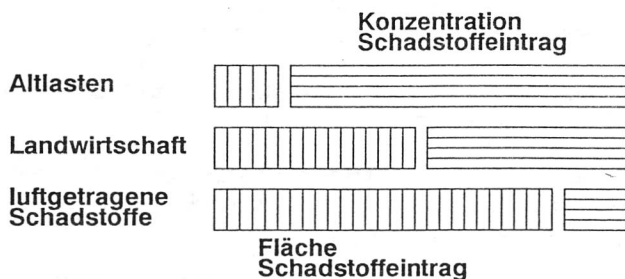


Abb. 7: Schematischer Vergleich der drei wesentlichen Schadstoffquellen für das Grundwasser

Würden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung als Bewertungsmaßstab bei luftgetragenen Schadstoffimmissionen herangezogen, würde dies deshalb langfristig eine Konzentrationserhöhung vieler Stoffe bedeuten. Dies kann nicht das Ziel eines vorbeugenden Grundwasserschutzes sein. Bewertungsmaßstab bei luftgetragenen Schadstoffen müssen deshalb die aquiferspezifischen, geogenen Konzentrationen innerhalb ihrer natürlichen Schwankungsbreiten sein (Schleyer und Milde, 1990).

Ist dies das Ziel eines vorbeugenden Grundwasserschutzes, ist eine deutliche Minimierung der Schadstoffemissionen in die Atmosphäre der einzige Weg, dieses Ziel zu erreichen. Akut gefährdet gegenüber luftgetragenen Schadstoffeintrag sind derzeit alle oberflächennahen, schlecht geschützten Aquifere mit gut durchlässigen Deckschichten geringer Säureneutralisationskapazität und mit geringem  $C_{org}$ - und Tongehalt. In der Bundesrepublik sind dies Regionen im Schwarzwald oder Bayerischen Wald sowie Buntsandsteingebiete oder Gebiete im norddeutschen Pleistozän, sofern die Aquifere nicht durch karbonatreiche Lagen - wie beispielsweise Geschiebemergel - geschützt sind. Langfristig sind allerdings auch geschützte Aquifere gegenüber luftgetragenen Schadstoffeintrag gefährdet, da die Säureneutralisationskapazität und andere schützende Eigenschaften der Deckschichten mit der Zeit abnehmen. Dies bedeutet dann eine flächendeckende Beeinträchtigung ihrer Schutzwirkung gegenüber atmosphärischen Schadstoffimmissionen für Jahrhunderte oder länger.

## 7. Literatur

- Brechtel, H.-M. und Pohlmann, H. (1990): Regionale Unterschiede der jährlichen Niederschlagsdeposition von Säurebildnern im Freiland und unter Fichtenaltbeständen in der Bundesrepublik Deutschland.- VDI-Berichte, 837, 343-372.
- Frank, H., Vincon, A. und Reiss, J. (1990): Montane Baumschäden durch das Herbizid Trichloressigsäure.- UWSF Z. Umweltchem. Ökotox., 2, 208-215.
- Führer, H.-W., Brechtel, H.-M., Ernstberger, H. und Erpenbeck, C. (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland.- DVWK-Mitteilungen, 14.
- Levsen, K., Behnert, S., Prieß, B., Svoboda, M., Winkler, H.-D. und Zietlow, J. (1990): Organic Compounds in Precipitation.- Chemosphere, 21, 1037-1062.
- Nojiama, K., Fukaya, K., Kukui, S. und Kanno, S. (1975): Studies on Photochemistry of Aromatic Hydrocarbons II: The Formation of Nitrophenols and Nitrobenzene by the Photochemical Reaction of Benzene in the Presence of Nitrogen Monoxide.- Chemosphere, 4, 77-82.
- Rippen, G., Zietz, E., Frank, R., Knacker, T. und Klöpffer, W. (1987): Do Airborne Nitrophenols Contribute to Forest Decline?- Environmental Technology Letters, 8, 475-482.
- Schleyer, R. und Milde, G. (1990): Zur Bewertung luftbürtiger Grundwasserqualitätsbeeinflussungen.- VDI-Berichte, 837, 663-684.
- Schleyer, R., Renner, I. und Mühlhausen, D. (1991): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene organische Schadstoffe.- WaBoLu-Hefte 5/1991.
- UBA (Umweltbundesamt) (1989): Daten zur Umwelt 1988/89.- Erich Schmidt Verlag, Berlin.

# Gedanken zur Entwicklung eines modernen Grundwasserschutzes

*G. Milde*

## 1. Strategische Ansätze zum Grundwasserschutz

Versucht man, die Erfordernisse eines modernen Grundwasserschutzes zu umreißen, so erkennt man bald, daß hier eine eindeutige Begriffswahl die erforderliche Voraussetzung für aufbauende Anregungen ist.

Die deutsche Norm versteht unter Grundwasser "unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeit ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird" [1]. Damit besteht in der deutschen Nomenklatur ein einheitlicher Grundwasserbegriff, der weder eine Begrenzung hinsichtlich der Wasserqualität noch im Hinblick auf die Tiefenlage des Grundwasservorkommens kennt.

Demgegenüber ist der Begriff "Trinkwasser" eindeutig qualitativ definiert. Der § 11 des Bundesseuchengesetzes sagt: "Trinkwasser, sowie Wasser für Betriebe, in denen Lebensmittel gewerbsmäßig hergestellt oder behandelt werden oder die Lebensmittel gewerbsmäßig in den Verkehr bringen, muß so beschaffen sein, daß durch seinen Genuß oder Gebrauch eine Schädigung der menschlichen Gesundheit, insbesondere durch Krankheitserreger, nicht zu besorgen ist". Im Verlauf der Novellierung der Trinkwasserverordnung war durch die Bundesregierung noch folgende Definition des Trinkwassers erwogen worden: "Trinkwasser ist Wasser, welches dazu bestimmt ist, als Lebensmittel oder für den sonstigen menschlichen Gebrauch verwendet zu werden, insbesondere für die Zubereitung von Speisen und Getränken, für die Körperpflege und -reinigung oder für die Verwendung im Haushalt, ausgenommen Schwimm- und Badebeckenwasser" [2].

Damit belegen bereits die Definitionen, daß zwischen Grundwasser einerseits und Trinkwasser andererseits entscheidende Unterschiede bestehen, die insbesondere durch die strengen Qualitätsgrenzen für das Trinkwasser gezogen werden.

Obwohl sehr häufig Wasser mit Trinkwasserqualität direkt dem Grundwasser entnommen werden kann, d.h. Grundwasser in manchen Bereichen den Qualitätsvorschriften des Trinkwassers genügt, ist es sachlich unberechtigt und grob vereinfachend, stets zu erwarten, daß Grund- und Trinkwasser von ihrer Qualität her identisch sind.

Auch quantitative Erwägungen stützen diesen Gedankengang. Da der Begriff des Grundwassers keine Qualitätsgrenzen kennt, müssen ihm auch alle geochemisch extrem geprägten, frei beweglichen unterirdischen Wässer hinzugerechnet werden, wie sie ein-



mal im Bereich geochemischer Anomalien auftreten können, aber insbesondere auch, wie sie in größeren Tiefen in den Bereichen abnehmenden bis fehlenden Wasseraustauschs und damit z.T. extrem hoher Gesamtmineralisation anzutreffen sind. Gerade die Vorräte dieses hochmineralisierten Tiefenwassers sind von ihrem Volumen her zumindest in der gleichen Größenordnung anzusetzen, wie die Vorräte an süßem, d.h. von der Gesamtmineralisation her trinkbarem Grundwasser.

Einfache Überlegungen zeigen, daß im Untergrund Deutschlands mit süßen Grundwasservorräten in der Größenordnung von  $4,5 \times 10^{12} \text{ m}^3$  zu rechnen ist. Ein analoger Betrachtungsansatz ermittelt für die Vorräte an hochmineralisiertem Grundwasser ca.  $3,5 \times 10^{12} \text{ m}^3$  (Tabelle 1). Pauschalierende Betrachtungen kommen zu einer Grundwasserneubildung von  $72 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$  für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland, wobei dann dieser unterirdische Abfluß ungefähr 1,6 % des angenommenen Vorrates an süßem Grundwasser darstellt. Eine Weiterführung dieses Gedankens zeigt dann, daß mit einer mittleren Verweilzeit des süßen Grundwassers von ca. 63 Jahren gerechnet werden könnte.

Setzt man den maximalen Trinkwasserbedarf für ganz Deutschland mit knapp  $7 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$  an, so nimmt dieser ungefähr 9 % der jährlichen Grundwasserneubildung und 0,1 % des gesamten Süßwasservorrates in Anspruch (Tabelle 1).

Tab. 1: Grundwasser in Deutschland

1. Vorräte an Süß-Grundwasser (bei 100 m GWL)	$V_{\text{sü}} = 4600 \cdot 10^9 \text{ m}^3$
2. Vorräte an Salz-GW (bei GW bis 5000 m u.G., $p=0,2 \%$ )	$V_{\text{sa}} = 3500 \cdot 10^9 \text{ m}^3$
3. Grundwasserneubildung $A_u = 1,6 \%$ von $V_{\text{sü}}/\text{a}$ d.h. Mittlere Verweilzeit 63 a	$A_u = 72 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$
4. Grundwasser für öffentliche Wasserversorgung maximaler Trinkwasserbedarf ( $T_B$ 230 l/E·d)	$5,4 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$ $6,6 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$
$T_B/A_u = 9,2 \%$ ; $T_B/V_{\text{sü}} = 0,1 \%$	

Diese z. T. auf sehr groben Annahmen beruhende Gedankenfolge zeigt zum einen, daß die eines hervorragenden Schutzes bedürftige Ressource der Trinkwasserversorgung nur einen verhältnismäßig kleinen Teil des Gesamtgrundwassers einnimmt. Aus diesem Grunde sollten immer dann, wenn Schutzmaßnahmen für das gesamte Grundwasser praktisch schwierig oder nur während eines längeren Zeitraumes durchgesetzt werden können, diese besonders bevorzugt den Trinkwasserressourcen gelten. Zum anderen läßt sich ableiten, daß auch deutliche Erhöhungen des Trinkwasserbedarfs kaum jemals mehr als 1/3 der natürlichen Grundwasserneubildung beanspruchen werden. Schließlich sollte in Erinnerung bleiben, daß ungefähr die Hälfte des gesamten im Untergrund der Bundesrepublik Deutschland vorkommenden Grundwassers von Natur aus nicht trinkbar ist.

Die Existenz des süßen, d.h. des trinkbaren Grundwassers ist an eine möglichst wenig behinderte Teilnahme am natürlichen Wasserkreislauf geknüpft. Damit stehen zumindest in Deutschland für die Trinkwasserversorgung nur sich erneuernde Grundwässer zur Verfügung. Da jede Erneuerung aus dem meteorischen Geschehen an der Erdoberfläche

immer anthropogene Kontaminanten mit sich führen kann, ist das süße Grundwasser generell verletzbar.

Diese Verletzlichkeit der Grundwasservorkommen gegenüber anthropogenen Verschmutzungspotentialen kann sehr schwanken. Da das sich erneuernde und damit abfließende Grundwasser in abgegrenzten Grundwasserleitern auftritt und im Verlauf seines Abflusses jeweils individuell abgrenzbare Einzugsgebiete einnimmt, besteht die erste Möglichkeit des Schutzes konkreter Grundwasservorkommen darin, innerhalb des abgrenzbaren Einzugsgebietes einerseits die Grundwassererneuerung nicht künstlich zu vermindern und andererseits den ggf. für das Grundwasser gefährlichen Stoffumgang entweder grundwasserschützend auszugestalten oder generell zu vermindern.

Da die Verletzlichkeit der Grundwasservorkommen gegenüber Verschmutzungen durch anthropogene Stoffe extrem unterschiedlich sein kann, ist die Herausarbeitung dieser Verletzlichkeit und deren möglichst kartenmäßige Darstellung ein Schritt, der einen an die Standorte angepassten Grundwasserschutz ermöglicht. Damit bieten die Abgrenzung der Grundwasserleiter, der für die jeweilige Nutzung verfügbaren Einzugsgebiete und die Erfassung der Grundwasserverletzlichkeit innerhalb dieser Einzugsgebiete die entscheidenden Voraussetzungen für einen Schutz des Grundwassers im Hinblick auf dessen Qualität und Quantität. Damit ist deutlich herauszustellen, daß ein ausreichender Schutz des Grundwassers immer nur dann möglich wird, wenn ausreichende Informationen über die jeweiligen örtlichen Verhältnisse des Grundwasservorkommens und des "gefährlichen Stoffumgangs" vorliegen.

Moderne Strategien zum Schutz einer langfristigen Nutzbarkeit des Grundwassers fordern die Einhaltung von 2 Grundbedingungen [3]:

1. Die Erhaltung der vollen Funktionalität (Vermeidung jeglicher irreversiblen Veränderungen in Quantität und Qualität).
2. Erhaltung der Mannigfaltigkeit der Ökosysteme (Priorität der Erhaltung naturnaher Verhältnisse).

Versucht man danach Grundprinzipien für einen modernen Grundwasserschutz mit einer Zusammenfassung der Hauptgefährdungen für eine dauerhafte Nutzbarkeit der Grundwasservorkommen zu entwickeln, so kommt man zu den in Tab. 2 skizzierten Punkten.

Der Schutz der Grundwassermenge erfordert immer ein Verbleiben jeglicher Nutzung im langfristigen natürlichen Dargebot. Die generelle Ausbildung des Speichers bestimmt die Langfristigkeit des möglichen Ausgleichs.

Die Ausweisung und Praktizierung nach modernen Grundwasserschutzgesichtspunkten wirklich ausreichender und auf die Verletzlichkeitssituation der Grundwasservorkommen abgestimmter Trinkwasserschutzgebiete bzw. auch sonstiger Schutzgebiete wird immer die dominierende Aufgabe sein, um wirklich wertvolle Grundwasservorkommen qualitativ ausreichend zu schützen.

Tab. 2: Moderner Grundwasserschutz

- |   |
|---|
| <p>A. Nutzung nur innerhalb des Dargebots</p> <p>B. 1. Ausweisung u. Praktizierung ansreichender Trinkwasserschutzgebiete</p> <p>2. Strenge Prophylaxe - "Machbare Kuratio"</p> <p>3. Minimierung flächenhafter Kontaminationsquellen (Landwirtschaft, Abwasserversickerung)</p> <p>4. Verringerung luftbürtiger Immissionen</p> <p>5. Erkennung und Sanierung gravierender Punktkontaminationsquellen (Alt- und Neulasten) - aber ohne gesetzliche Qualitätsstandards</p> <p>6. Hierarchische Stufung des Grundwasserschutzes</p> <p>- genutzte Einzugsgebiete</p> <p>- künftige Versorgungsgebiete</p> <p>- nicht genutzte Grundwässer</p> <p>- nicht nutzbare/grundwasserfreie Gebiete</p> <p>7. Ausreichende Kenntnisgrundlagen: Grundwasserleiter, Einzugsgebiete, Verletzlichkeitsverhältnisse, Nutzungen, Beobachtungen (Stand und Qualität)</p> |
|---|

Technische Regeln für die Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten bei Grundwasservorkommen bietet neben den Länderbestimmungen das "Arbeitsblatt " 101 des DVGW-Regelwerks: Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser", das zuerst im Jahre 1953 und dann in überarbeiteten Fassungen in den Jahren 1961 sowie zuletzt 1975 erschien und gegenwärtig neu überarbeitet wird. Hierin wird die Gliederung von Trinkwasserschutzgebieten in bis zu vier Zonen (Zone I, II, III A und III B) empfohlen mit zur Fassung hin zunehmenden Verboten und Nutzungseinschränkungen [4]. Bei der Bemessung der engeren Schutzzone (Zone II) stand die Elimination pathogener Bakterien und Viren im Vordergrund. Da 50 Tage für das Absterben als ausreichend galten [5], wurde zur Begrenzung der Zone II "eine Linie, von der aus das Grundwasser etwa 50 Tage bis zum Eintreffen in der Fassungsanlage benötigt", festgelegt. Auch für abbaubare bzw. rückhaltungsfähige chemische Substanzen wurde die fünfzigstägige Grundwasserpassage als zur Elimination ausreichend angesehen. Die Grenzen der anderen Schutzzonen sind nicht fließzeit-, sondern fließstreckenabhängig, die Grenze der Zone I ist eine 10-m-Linie um den Brunnen, die der Zone III A eine 2-km-Linie, die optionale Zone III B schließt das gesamte Einzugsgebiet ein.

Diese nur wenig standortspezifische Vorgehensweise beim Grundwasserschutzkonzept für Trinkwasserfassungen hat sich in der Praxis im großen und ganzen bewährt und gewährleistet seit Jahrzehnten eine hygienisch einwandfreie Trinkwasserversorgung, obwohl sich herausgestellt hat, daß die Elimination pathogener Bakterien und Viren nicht fließzeit-, sondern fließstreckenabhängig ist [6] und daß viele Umweltchemikalien bedeutend länger als 50 Tage im Grundwasser persistieren können. Dies bedeutet für die Seuchenhygiene, daß alle gut filtrierenden Aquifere mit der 50-Tage-Linie ausreichend geschützt sind, während dies für Karstgrundwasserleiter oder Aquifere in Gesteinen mit

Klüften weiter Öffnung nicht gilt. Auch im Hinblick auf die Grundwassergefährlichkeit des Umgangs mit verschiedensten Stoffen liegen vielfältige neue Erkenntnisse vor, die bei der Ausgestaltung eines neuen Regelwerkes zu berücksichtigen sind.

Die Ausweisung von Schutzgebieten sowie die damit verbundenen Verbote und Nutzungseinschränkungen führen zu Interessenkonflikten zwischen unterschiedlichen Nutzungsansprüchen, die juristisch und/oder durch Entschädigungen gelöst werden. Das gilt insbesondere für Ballungsräume, weil hier die miteinander konkurrierenden Nutzungsansprüche an den Boden mit der Bevölkerungsdichte zunehmen. Bis 1989 waren in den "alten Bundesländern" 13050 Trinkwasserschutzgebiete erforderlich, von denen 72 % festgesetzt, 11 % in Festsetzungsverfahren und 17 % noch nicht in Bearbeitung befindlich waren [7].

Daneben gilt eigentlich unabhängig vom Vorhandensein von Schutzgebieten, daß das Prinzip der "strengen Prophylaxe bei noch machbarer Kuratio" eingehalten wird. Dieses Prinzip erlaubt, solange sie sinnvoll sind, auch extreme Schritte eines vorsorgenden Grundwasserschutzes. Es soll jedoch Nachdenklichkeit wecken, daß im Falle erforderlicher nachsorgender Maßnahmen, d.h. immer dann, wenn bereits Grundwasserverschmutzungen eingetreten sind, diese nur langfristig und manchmal auch nur beschränkt beseitigungsfähig sind. Wegen der klaren Begrenzbarkeit und der extremen Kosten kurativer Maßnahmen muß die Hauptenergie immer der Prophylaxe dienen. Hier können mit vergleichsweise geringem Mitteleinsatz entscheidend bessere Ergebnisse erreicht werden, als bei allen kurativen Maßnahmen.

## **2. Gefahren für die Grundwasserqualität**

Die Hauptbedeutung für einen prophylaktischen Grundwasserschutz hat die Minimierung flächiger Kontaminationsquellen. Hier muß in erster Linie auf die strikte Einhaltung einer grundwasserverträglichen Land-, Forst- und Gartenwirtschaft hingewiesen werden. Gelegentlich kann eine Einschränkung oder Unterbindung einer Abwasserversickerung aus defekten Abwasserkanälen und dergleichen, aber auch die Minderung anderer linearer Kontaminationspotentiale, wie stark benutzter Verkehrswege, zu den Aufgaben der Minimierung der flächenhaften Kontaminationsquellen gehören.

### **2.1 Nitrat**

In Gebieten intensiver landwirtschaftlicher Aktivität und Viehhaltung stiegen die Nitratgehalte in den letzten Jahren teilweise mit einer Rate von  $0,5\text{--}3 \text{ mg/l} \cdot \text{a}$  [8]. In Verbindung mit dem seit 1986 gültigen Trinkwassergrenzwert von  $50 \text{ mg/l}$  hat dies in manchen Fällen zu erheblichen Problemen bei der Trinkwasserversorgung geführt. Während der Anteil von Brunnen mit Nitrat-Grenzwertüberschreitungen bei öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen je nach Bundesland zwischen 0 und 8 % schwankt, liegt er bei Eigenwasserversorgungsanlagen bei bis zu 50 % [9]. Die bekannten Ursachen hierfür sind Überdüngung und die daraus resultierende überdurchschnittliche Nährstoffauswaschung.

## 2.2 Pflanzenbehandlungsmittel

Vom Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Bundesrepublik Deutschland entfällt der Hauptanteil auf die landwirtschaftliche Nutzung, wobei die ca. 30.000 t Wirkstoff einer mittleren Aufwendung von 2,5 kg/ha entsprechen. Die Extremwerte schwanken dabei zwischen ca. 1 kg/ha und 100 kg/ha. Die Verteilung der zugelassenen organischen Wirkstoffe in die einzelnen Klassen macht deutlich, daß Herbizide, Insektizide und Fungizide 80 % der eingesetzten Einzelverbindungen ausmachen. Das Abbaupotential eines Bodens gegenüber einem solchen Aufwand bei ca. 200 mm jährlicher Sickerwasserneubildung muß bei 99,99 % liegen, um eine Unterschreitung des seit 01.10.1989 gültigen Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/l (Einzelsubstanz) bzw. 0,5 µg/l (Summe) im Grundwasser sicherzustellen [10].

Dieses Abbaupotential wird von bestimmten Böden bei manchen Pflanzenschutzmitteln nicht erreicht, so daß hier eine Grundwassergefährdung gegeben ist. Besonders Gebiete mit gut durchlässigen und humusarmen Böden müssen unter diesem Gesichtspunkt als äußerst sensibel angesehen werden. In der Tat wurden in schlecht geschützten Grundwässern Konzentrationen von Pflanzenbehandlungsmitteln nachgewiesen, die deutlich über dem Trinkwassergrenzwert lagen. Herausragende Beispiele waren Konzentrationen von Atrazin bis 17,5 µg/l, von Aldicarb bis 130 µg/l sowie von 1,3-Dichlorpropen bis 8.620 µg/l.

Eine durch die landwirtschaftliche Nutzung bedingte Beeinflussung der Grundwasserqualität kann durch rigorose Umstellung auf eine der Grundwasser-Verletzlichkeit angepaßte Landbewirtschaftung wieder zurückgeführt werden. Dazu können gehören:

- Beschränkung des Bodenstickstoffs auf 45 kg/ha Ende Oktober,
- Anpassung der Düngung an den standortangepaßten Stickstoffbedarf, Verbot von Stickstoffdüngung in vegetationsloser Zeit oder sogar generelles Verbot von Stickstoffdüngung,
- Vermeidung des Umbruchs von Dauergrünland oder sogar Rückführung von Acker in Grünland,
- Anbauverbot bestimmter Kulturen oder düngungsintensiver Fruchtfolgen,
- Einschränkung und Verbot bei der Ausbringung bestimmter Pflanzenschutzmittel,
- Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln nur durch Lohnunternehmer.

## 2.3 Undichte Abwasserkanäle

Erst relativ neu in den Blickpunkt der Öffentlichkeit gerückt sind Grundwasserkontaminationen durch undichte Abwasserkanäle. Das Ausmaß dieses Problemkreises wird deutlich, wenn man sich ca. 285.000 km öffentliche und ca. 600.000 km private unterirdisch verlegte Abwasserkanäle in der Bundesrepublik vor Augen führt [11] (andere Quellen sprechen von über 1 Mio. km [12]), von denen 10-15 % ihre rechnerische Lebenserwartung überschritten haben [13]. Die Auswertung von 70 km nicht begehbaren Kanalquerschnitten in der Stadt Düsseldorf mit Fernkameras ergab beispielsweise 50 %

Beschädigungen [14]. Als Sanierungskosten wird für die Bundesrepublik ein Gesamtvolumen von 50-120 Mrd. DM diskutiert [16]. Über das Ausmaß der Verunreinigungen, die Schadstoffpalette und Konzentrationen im Grundwasser liegen bisher nur wenig Erkenntnisse vor.

## 2.4 Saurer Regen

Die Erkenntnis, daß luftbürtige Emissionen nachhaltige Veränderungen der Qualität insbesondere schlecht geschützter Grundwasservorkommen bewirken können, muß auch zu Ansätzen der Verminderung derartiger Emissionen führen.

Viele Millionen Tonnen an Schwefeldioxid, Stickoxiden, leichtflüchtigen organischen Substanzen und anderen Stoffen werden in den alten Bundesländern jährlich in die Atmosphäre emittiert. Wesentliche Quellen sind Landwirtschaft, Industrie, Heizkraftwerke, Autoabgase und der Umgang mit leichtflüchtigen organischen Lösemitteln. Der Schwefeldioxid-Ausstoß konnte durch Verwendung des schwefelärmeren Nordseeöls sowie durch die Großfeuerungsanlagenverordnung (1982) deutlich von 3,85 Mt im Jahr 1973 auf 2,30 Mt im Jahr 1986 verringert werden. Die Emissionen von Stickoxiden (1986: 2,95 Mt) und von flüchtigen organischen Verbindungen (1986: 2,45 Mt) bleiben jedoch seit Jahren mehr oder weniger konstant [16].

Stickoxide und Schwefeldioxid wirken in der Atmosphäre säurebildend, was zu einer Senkung des pH-Wertes des Niederschlags von ca. 5,6 (vor 1850) auf heute etwa 4,3-4,1 (Freiland) bzw. bis zu 3,3 (Fichtenbestand) führte ("saurer Regen") [17]. Insgesamt werden im Freiland der Bundesrepublik Deutschland jährlich pro Hektar etwa 0,52 kg Protonen, 9,02 kg Ammonium (als N), 6,67 kg Nitrat (als N), 0,36 kg Phosphat (als P), 18,03 kg Sulfat (als S) und 16,21 kg Chlorid aus der Atmosphäre naß oder trocken deponiert [18]. Im Waldbestand sind die Werte meist um den Faktor 3 bis 5 erhöht. Während carbonatreiche Böden eine hohe Neutralisations- und Pufferkapazität gegenüber den Säuren besitzen, die sich in einer hygienisch relativ unbedenklichen Erhöhung von Calcium-, Magnesium- und Kalium-Ionen sowie von Hydrogencarbonat-, Sulfat- und Nitrationen im Grundwasser bemerkbar macht, sind insbesondere die Grundwässer unterhalb von kalkarmen Böden bei Erschöpfung der Pufferkapazität durch den sauren Regen gefährdet, da hier die Silikate von einem bestimmten pH-Wert an unter Freisetzung von Aluminium-, Eisen-, Mangan- und Schwermetallionen zerstört werden. Der Boden verliert auf Jahrhunderte seine wichtige Eigenschaft der Kationenspeicherung und damit einen wesentlichen Teil seiner Filterfunktion. Oftmals werden heute schon in Quellen der Mittelgebirge die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung bei den letztgenannten Ionen überschritten (z.B. Aluminium: Grenzwert: 0,2 mg/l; gemessen bis zu 7 mg/l).

## 2.5 Organische Regeninhaltsstoffe

Auswirkungen auf die Grundwasserqualität durch Deposition von organischen Substanzen werden erst in jüngster Zeit untersucht. Im Regenwasser können auch weit von den Emissionsquellen entfernt viele organische Stoffe nachgewiesen werden. Hierzu

zählen chlorierte aliphatische Kohlenwasserstoffe (CKW), aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylole), chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe (Chlorbenzole), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (Naphthalin), Phthalsäureester (Weichmacher) und Pflanzenschutzmittel. Die Konzentrationen liegen meist im ng/l- bis 10er-ng/l-Bereich. Ganz anders die Trichloressigsäure, die als gut wasserlösliches atmosphärisches Oxidationsprodukt der CKW in Konzentrationen bis zu einigen µg/l im Regenwasser gefunden wird [19]. Bemerkenswert ist die herbizide Wirkung der Trichloressigsäure, insbesondere bezüglich der Trinkwasserhygiene. Sie ist im Untergrund zwar nicht sehr persistent und wird größtenteils zu Trichlormethan (Chloroform) decarboxyliert. Die in schlecht geschützten, oberflächennahen Grundwässern gefundenen Konzentrationen liegen aber durchaus noch in der Größenordnung des Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/l. Ihr Abbauprodukt, das Trichlormethan, erreicht in diesen Grundwässern Konzentrationen von einigen µg/l [20, 21].

Von ähnlicher Bedeutung für das Grundwasser sind auch die atmosphärischen Reaktionsprodukte von Aromaten, wie Benzol und Toluol, mit Stickoxiden. Analog zu den CKW werden auch hier die in großen Mengen emittierten Ausgangsstoffe im Regenwasser nur im ng/l-Bereich gefunden, ihre Reaktionsprodukte, die Nitrophenole, dagegen in deutlich höheren Konzentrationen. Erste Ergebnisse zeigen, daß auch diese Stoffgruppe mit pflanzenschädigender Wirkung ein nicht zu vernachlässigendes Grundwassergefährdungspotential besitzt [22].

## 2.6 Punktuelle Kontaminationsquellen

Während die einzelne punktförmige Kontaminationsquelle für die Gesamtheit eines großen Grundwasservorkommens meist nur eine untergeordnete Bedeutung aufweist, kann die Vielzahl derartiger Punktquellen oder ihr Auftreten in Nutzungsnähe erhebliche Gefahren bergen. Aus diesem Grunde sind durch zweckmäßige Bau-, Installations-, Überwachungs- und andere Maßnahmen die Entstehungsmöglichkeiten künftiger Punktquellen weitgehend zu unterbinden bzw. bestehende zu erfassen und für den Fall, daß sie eine erhebliche Gefahr darstellen, Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen vorzusehen.

In diesem Zusammenhang wird häufig von der Sinnfälligkeit der gesetzlichen Einführung von sogenannten "Eingreifwerten" gesprochen. Dabei ist daran gedacht, Stoffkonzentrationen für Boden, Untergrund und Grundwasser gesetzlich zu fixieren, deren Überschreitung zu sicherndem bzw. sanierendem Handeln zwingt. Derartige Forderungen verkennen die Individualität jedes einzelnen Kontaminationsfalles, insbesondere jeder Punktkontamination und die daraus immer nur individuell und häufig nur sehr differenziert ableitbare Gefährdung von Schutzgütern. Nur die realistisch abgeleitete Exposition z.B. des Menschen belegt letztlich die reale Gefahrensituation und die Berechtigung ggf. umfangreicher Aufwendungen. Neben einer wenig sinnvollen Pauschalierung besteht auch die Möglichkeit, daß Eingreif- und Zielwerte aufgestellt werden, die in manchen Einzelfällen auch durch aufwendigste Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen nicht erreicht werden können.

Liegen bedeutsame potentielle Punktquellen im Bereich besonders schützenswerter Grundwasservorkommen, können Überwachungsmechanismen, die den unmittelbaren Abstrom auf "Zielsubstanzen (Targets)" untersuchen, ausreichend sein. Andere Strate-

gien werden erforderlich, wenn eindeutige "Zielsubstanzen" nicht festlegbar sind.

Lösbar wird die Aufgabe dann bei Anwendung eines hierarchisch abgestuften Untersuchungskonzepts, wie es beispielsweise von Kerndorff et al. [23, 24, 25] für Abfallablagerungen entwickelt wurde. Hierbei wird nach entsprechenden Voruntersuchungen in einem ersten Analytikschritt (Screening) durch Bestimmung von nur vier Parametern (Bor, Sulfat, AOX, GC-fingerprint) zunächst geklärt, ob Sickerwasseremissionen einer verdächtigen Abfallablagerung das Grundwasser erreichen. Nur bei den Standorten mit positivem Screening-Befund muß ein zweiter, umfangreicherer Analytikschritt vorgenommen werden, bei dem die Konzentrationen sog. Prioritätskontaminanten im Grundwasser bestimmt werden. Prioritätskontaminanten sind solche Substanzen, die ein hohes Grundwassergefährdungspotential besitzen, das sich aus der Nachweishäufigkeit einer Substanz, ihrer mittleren Emissionskonzentration und ihrem Toxizitätspotential [26] ergibt (Tab. 3). Nachweishäufigkeit und mittlere Emissionskonzentration wurden statistisch an einer repräsentativen Anzahl von Abfallablagerungen in der Bundesrepublik ermittelt [27] und stimmen sehr gut mit vergleichbaren Untersuchungen in den USA überein [28, 29, 30].

Problematisch bleibt die Bewertung von Analysenergebnissen bzw. die Entscheidung, ab wann die hohen Kosten für Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen gerechtfertigt sind. Relativ einfach ist diese Entscheidung dann, wenn durch den Einfluß einer Altlast die Konzentrationen von Stoffen im Förderwasser einer Trinkwasserfassung die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung bereits überschreiten. Sehr viel schwieriger ist die Entscheidung, wenn abgeschätzt werden muß, ob eine Überschreitung in Zukunft zu erwarten ist. Über das Migrationsverhalten im Aquifer (Mobilität, Akkumulierbarkeit, Persistenz) unter unterschiedlichen Milieubedingungen ist von vielen Stoffen nur wenig bekannt. Ein Potential des Migrationsverhaltens (Grundwassergängigkeitspotential) kann allerdings über physikochemische Stoffkenndaten (Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Pow, CSB u.a.) abgeschätzt werden [31]. Unter Berücksichtigung von Aquiferkenngrößen wie Mächtigkeit des wassergesättigten Aquifers, effektive Porosität, Abstandsgeschwindigkeit und Dispersivität sowie stoffspezifische Größen wie Quellstärke, Retardationsfaktor und Abbaurate kann dann die Ausbreitung von Schadstoffen im Aquifer durch Anwendung numerischer Transportmodelle simuliert und eine potentielle Konzentration am Nutzungsort des Grundwassers (Trinkwasserfassung) für jeden Zeitpunkt berechnet werden.

### 3. Künftige Arbeitsansätze zum Grundwasserschutz

Es empfiehlt sich also generell eine hierarchische Stufung des Grundwasserschutzes je nach der Nutzung bzw. künftigen Nutzungsmöglichkeiten und sonstigen Bedeutungen von Grundwasservorkommen.

Für alle konkreten Einzelschritte ist es erforderlich, daß ausreichende Kenntnisse zusammengetragen werden. Hierzu gehören, wie oben bereits erwähnt, in erster Linie Verbreitung und Ausbildung des Grundwasserleiters, Grenzen des Einzugsgebietes, Erfassung der Verletzlichkeitssituation, Nutzungsverhältnisse und Erfassung der quantitativen und qualitativen Abflußverhältnisse.



Tab. 3: Anorganische und organische Stoffe aus Altablagerungsemissionen mit einem hohen Grundwassergefährdungspotential (Prioritätskontaminanten). Es sind solche Stoffe aufgelistet, bei denen das Produkt aus normalisierter Nachweis-häufigkeit, normalisierter mittlerer Emissionskonzentration und toxikologi-scher Bewertungszahl > 10.000 ist.

	normalis. Nachweis- häufigkeit (1)	normalis. mittlere Emissions- konzentr. (2)	toxikolog. Bewertungs- zahl (3)	Produkt
<b>anorganische Stoffe</b>				
As	68,9	43,8	100	301.782
Ni	72,7	35,4	61	156.988
Cr	62,5	34,7	55	119.281
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	35,8	61,9	52	115.233
Pb	39,5	33,7	82	109.154
Cu	57,5	37,9	26	56.661
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	55,4	79,0	8,8	38.514
Zn	43,2	54,1	9,6	22.436
Cd	9,7	27,9	58	15.697
<b>organische Stoffe</b>				
Benzol	63,3	32,2	100	203.826
Vinylchlorid	38,7	42,0	100	162.540
Trichlorethen	88,4	29,7	53	139.150
Tetrachlorethen	100,0	23,4	39	91.260
Dichlorethan	32,8	56,4	43	79.547
Tetrachlormethan	31,8	21,5	100	68.370
Trichlormethan	48,1	19,2	56	51.717
trans-1,2-Dichlorethen	16,8	37,5	51	32.130
Chlorbenzol	28,5	24,1	43	29.535
1,4-Dichlorbenzol	27,0	22,2	49	29.371
Ethylbenzol	25,0	26,3	43	28.273
p-/m-Xylol	49,8	22,2	17	18.795
1,2-Dichlorbenzol	27,0	13,5	42	15.309
1,3-Dichlorbenzol	17,5	17,9	36	11.277
Phenol	18,1	18,0	32	10.426

- 1) Die maximale Nachweis-häufigkeit (46,21 % bei Tetrachlorethen) wurde gleich 100 gesetzt.
- 2) Die mittlere Emissionskonzentration wurde auf einer logarithmischen Skala normiert: 0,1 µg/l wurde gleich 1 und 1 g/l gleich 100 gesetzt. Bei den anorgani-schen Stoffen wurde der geogene Gehalt abgezogen.
- 3) Die toxikologische Bewertungszahl wurde nach [26] ermittelt.

Überblickt man diese Voraussetzungen für einen modernen Grundwasserschutz, so ist erkennbar, daß in einer Reihe von praktischen Fragen Weiterentwicklungen notwendig sind. Für die Klärung manch komplexer Zusammenhänge ist Forschungskapazität erforderlich.

Verschiedene Verbesserungen sind im Hinblick auf die Wirksamkeit von Trinkwasserschutzgebieten notwendig. Vielfach umfassen die Schutzgebiete nicht die gesamten Einzugsgebiete. Desweiteren ist es erforderlich, daß zumindest für jede genutzte Fassung Schutzgebietsvorstellungen existieren. Schließlich sollten die neueren Erkenntnisse, daß nicht Aufenthaltszeiten im Grundwassermilieu sondern Filtrationsprozesse dieses Grundwasser von allochthonen biologischen Verschmutzungen schützen, zu einer Überarbeitung des Konzeptes für die Schutzzone II führen.

Sowohl hinsichtlich der Nitrat- als auch der Pflanzenschutzmittelkontaminationen liegen ausreichend ausgearbeitete Strategien für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft vor, die bei ihrer Praktizierung einen ausreichenden Grundwasserschutz gewährleisten. In diesem Bereich müssen die Mühen bei der praktischen Umsetzung ansetzen.

Eine ähnliche Umsetzung ist erforderlich für die Kenntnisse, die über das Verhalten vieler grundwassergefährlicher Chemikalien insbesondere organische Chemikalien im Bereich von Boden, Untergrund und Grundwasser vorliegen. Diese Kenntnisse und Erfahrungen sind so umzusetzen, daß der gewerbliche Umgang mit diesen Stoffen ausreichend grundwasserschützend erfolgt.

Diesen, nur auf eine ausreichende Umsetzung wartenden Erkenntnissen gegenüber gibt es noch eine Reihe von Fragen, die zumindest ergänzende oder zusammenfassende Forschungen erfordern.

Hier steht die Ermittlung der realen Belastbarkeitsgrenzen von Grundwasserleitern im Vordergrund. Diese Grenzen charakterisieren Verhältnisse jenseits derer es zu irreversiblen und gravierenden Veränderungen des maßgeblichen Geochemismus und insbesondere der maßgeblichen Biozönosen kommt. Gerade die Forderung, jeglichen Verlust spezifischer Grundwasserleiterfunktionen zu vermeiden und damit irreversible Veränderungen der Grundwasserqualität zu verhindern, setzt voraus, daß derartige Grenzen bekannt sind. In diesem Zusammenhang ist es auch erforderlich, die Empfindlichkeit des "Ökosystems Grundwasserleiter" gegenüber verschiedenen anthropogenen Kontaminanten ebenso weiter zu untersuchen wie die verschiedenen biologischen Abbaubedingungen gegenüber derartigen Fremdstoffen im Grundwasser und Untergrund.

Ein weiterer, vermutlich für die Zukunft wichtiger Forschungsschwerpunkt liegt bei der Untersuchung der Bedeutung, der Quellen und der Auswirkung luftbürtiger, anorganischer, aber vor allem organischer Immissionen auf die Grundwasserqualität. Problemabgrenzungen, Ursachen- und Wirkungserfassungen sowie Ansätze zur Problemreduzierung bilden dabei wichtige Untersuchungsaufgaben.

Die Forderung nach einer sehr ernsthaften Prophylaxe bei der Vermeidung der Entstehung künftiger kontaminierter Standorte erfordert auch auf dem Gebiet der Forschung die Entwicklung von Prophylaxestrategien und einschlägigen Arbeitswegen. In diesem Zusammenhang wird es auch erforderlich, die Grenzen der Sanierbarkeit kontaminierter Standorte bzw. kontaminierter Grundwasserleiter näher zu erfassen und spezifisch einzugrenzen. So stehen vor der grundwasser- und bodenhygienische Forschung viele wichtige neue Aufgaben.

## Literatur

1. Hydrologie, Begriffe zur quantitativen Hydrologie, DIN 4049, Teil 3 - Entwurf Deutsches Institut für Normung Berlin, 1992
2. Hallauer, J.F.: Neue Rechtsnormen für Trinkwasser. In: Die Trinkwasserverordnung, 3. Aufl., 24 - 32 (Herausg. K. Aurand u.a.), Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1991
3. Kohsiek, L., et al.: Sustainable use of groundwater. RIVM/RIZA, Bilthoven u. Lelystad, 1991
4. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete. I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser, DK 628.112, DVGW Regelwerk, technische Regeln, Arbeitsblatt W 101, ZfGW-Verlag, Frankfurt/Main, 1975
5. Knorr, M.: Die Schutzzonenfrage in der Trinkwasserhygiene. Das Gas- und Wasserfach, 80 (1937), 330-334 und 350-355
6. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW): Forum Mikroorganismen und Viren in Grundwasserleitern, München 1983. - DVGW-Schriftenreihe Wasser 35 (1983)
7. Müller, J.: Wasserversorgung in Niedersachsen, Bestandsaufnahme, Probleme und Lösungsansätze unter besonderer Berücksichtigung des Grundwasserschutzes. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig 48 (1990) 1-21
8. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW): Zu hohe Nitratkonzentrationen im Trinkwasser - Gesundheitliche Relevanz. Maßnahmen zur Verringerung. - DVGW-Schriftenreihe Wasser 46 (1985)
9. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: LAWA-Wasserversorgungsbericht 1986. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1987
10. Müller-Wegener, U. und Milde, G.: Grundwasserkontamination durch Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. DVGW-Schriftenreihe Wasser 58 (1988), 269-284
11. Gilles, J.: Öffentliche Abwasserbeseitigung im Spiegel der Statistik. Korrespondenz Abwasser 34 (1987), 414-437
12. Buysch, H.-P.: Rechtliche Konsequenzen aus Kanalisationsschadensfällen. - IWS-Schriftenreihe 5 (1988), 289-295

13. Stein, D.: Stand der Zustandserfassung und Zustandsbewertung von Kanalisationen. IWS-Schriftenreihe 5 (1988), 87-104
14. Wille, B.: Bestandsaufnahme von Schäden an Kanalisationen am Beispiel Düsseldorf. IWS-Schriftenreihe 5 (1988), 121-134
15. Lühr, H.-P.: Die Bewertung von Boden- und Grundwasserbelastungen. IWS-Schriftenreihe 5 (1988), 179-192
16. Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 1988/89. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1989
17. Krieter, M.: Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch saure Niederschläge. DVGW-Schriftenreihe Wasser 57 (1988)
18. Führer, H.-W., Brechtel, H.-M., Ernstberger, H., Erpenbeck, C.: Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik und im benachbarten Ausland. DVWK-Mitteilung 14 (1988)
19. Frank, H., Vital, J., Frank, W.: Oxidation of air-borne C<sub>2</sub>-chlorocarbons to trichloroacetic and dichloroacetic acid. Fresenius Z. Anal. Chem. 333 (1989), 713
20. Renner, I., Mühlhausen, D.: Immissionsbelastungen - Konsequenzen für die Grundwasserqualität - Untersuchungen zu halogenorganischen Verbindungen hinsichtlich ihres Pfades vom Regen in das Grundwasser. VDI-Berichte 745 (1989), 483-496
21. Renner, I., Schleyer, R., Mühlhausen, D.: Gefährdung der Grundwasserqualität durch anthropogene organische Luftverunreinigungen. VDI-Berichte 837 (1990), 705-727
22. Reischl, A., Reissinger, M., Hutzinger, O.: Organische Luftschadstoffe und ihre Bedeutung für die terrestrische Vegetation. UWSF-Z. Umweltchem Ökotox. 2 (1989), 32-41
23. Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Friesel, P., Milde, G.: Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen - Ergebnisse hydrogeochemischer Untersuchungen. WaBoLu-Hefte 5/1985, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, 1985
24. Arnetz, J.-D., Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Milde, G., Friesel, P.: Leitfaden für die Aussonderung grundwassergefährdender Problemstandorte bei Altablagerungen. WaBoLu-Hefte 5/1986. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, 1986

25. Brill, V., Kerndorff, H., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Milde, G., Friesel, P.: Fallbeispiele für die Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen aus der Bundesrepublik Deutschland. WaBoLu-Hefte 6/1986, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, 1986
26. Dieter, H.H., Kaiser, U., Kerndorff, H.: Proposal on a standardized toxicological evaluation of chemicals from contaminated sites. *Chemosphere* 20 (1990), 75-87
27. Schleyer, R., Arneth, J.-D., Kerndorff, H., Milde, G.: Haupt- und Prioritätskontaminanten bei Abfallablagerungen: Kriterien zur Auswahl mit dem Ziel einer Bewertung auf dem Grundwasserpfad. In: (Hrsg.): Altlastensanierung '88, 249-253 (Herausg.: K. Wolf et al.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London, 1988
28. Plumb Jr., R.H.: Disposal site monitoring data: Observations and strategy implications. In: *Hazardous Wastes in Groundwater: A Soluble Dilemma*. Proc. Sec. Americ./Canada. Conf. Hydrogeol. Banff, June 25-29 (1985), 66-77 (Herausg. B. Hitchon u. M. Trudell)
29. Plumb Jr., R.H.: Practical alternative to the RCRA organic indicator parameters. Proc. Hazardous Materials Management Conference and Exhibition, Santa Clara April 21-23 (1987), 135-150
30. Plumb Jr., R.H., Pitchford, A.M.: Volatile organic scans: Implications for groundwater monitoring. Proc.. National Water Well Ass./Americ. Petr. Inst. Conf. on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater, Houston November 13-15 (1985), 1-15
31. Sabljic, A.: On the prediction of the soil sorption coefficients of organic pollutants from molecular structure: Application of molecular topology model. *Environ. Sci. Technol.* 21 (1987), 358-366

## Schlußwort

*R. Leschber*

In den Beiträgen zu diesem Band sind vorwiegend stoffliche Einflüsse auf die Boden- und Grundwasserqualität behandelt worden, die aus Punkt- und Flächenquellen verschiedener Art herrühren. Gerald Milde hat dann abschließend die Perspektiven und Erfordernisse modernen Grundwasserschutzes entwickelt, die sich aus den vorher erwähnten tatsächlichen und möglichen Gefährdungen herleiten und damit den Kreis des Themas geschlossen, das hier zwar nicht erschöpfend aber mit den gebotenen Beispielen doch sehr umfassend dargestellt worden ist.

Boden als Filter und Ort der Grundwassergenese ist nicht vermehrbar aber leicht zerstörbar und er ist bislang nur schwierig und kostenaufwendig zu sanieren. Deshalb muß ihm künftig besonderer Schutz angedeihen. Im Sinne der schon 1967 vom Bundesverfassungsgericht hervorgehobenen "Sozialpflichtigkeit" heißt das, daß in Bezug auf den Boden nicht das freie Spiel der Kräfte walten kann, sondern daß die Interessen der Allgemeinheit zu wahren sind. Diesem Primat muß sich in Zukunft wohl auch die Landwirtschaft stärker als bisher unterordnen.

Wir wissen heute, daß wir die Probleme des Grundwasserschutzes und des Bodenschutzes im Vergleich zum Schutz anderer Umweltbereiche relativ spät erkannt haben, daß wir aber jetzt auf dem Wege sind hier "Boden gutzumachen". Ob es dazu eines Bodenschutzgesetzes bedarf, wie das von verschiedenen Seiten im Sinne des deutschen Perfektionismus gefordert wird, mag bezweifelt werden. Die Reihe der boden- und grundwasserwirksamen Rechtsnormen ist lang, ihre strikte Anwendung kann vielfach Besserung bringen bzw. ist heute schon ausreichend. Entscheidend dürfte aber auch in Zukunft sein, daß die Erziehung der Menschen zu umweltbewußten Bürgern große Fortschritte macht und daß es die wirtschaftliche Situation auch künftig erlaubt, Maßnahmen des Boden- und Grundwasserschutzes zu bezahlen und Reparaturen früherer Schäden vorzunehmen.

Dabei sollte aber nicht nur die Situation in der Bundesrepublik Deutschland, insbesondere in den fünf neuen Ländern ins Auge gefaßt werden, sondern in der Verantwortung für die Entwicklungsländer auch dort für eine gesunde Umwelt gesorgt werden, wo Umwelt- und Bodenschutz aus Gründen der Sicherung der nackten Existenz oft und vielerorts vernachlässigt wird. Hier ist künftig sinnvolle "Umwelt-Entwicklungshilfe" angebracht.



## **Arbeiten auf den Gebieten Boden- und Grundwasserhygiene, Teil II**

(Teil I s. Schr.-Reihe Verein WaBoLu, Bd. 64, (1986), 4 -19)

- 188 Filip, Z., Trost, M.**  
Mineralisierung von Abfällen aus Arztpraxen und Hausmüll in einer Modelldeponie  
Zbl. Bakt. Hyg. I.Abt. Orig. B 181 (1985), S. 556 - 562
- 189 Filip, Z., Trost, M.**  
Mineralisierungsaktivität von Mikroorganismen in Abfällen aus Arztpraxen und in Hausmüll  
Zbl. Bakt. Hyg. I.Abt. Orig. B 181 (1985), S. 548 - 555
- 190 Kanazawa, S., Filip, Z.**  
Mikroorganisms and enzymatic activity in soil as affected by trichloroethylene, tetrachlorethylene and dichlormethane. A short communication.  
In: Microbial Communities in Soil, hrsg. V. Jensen, A. Kjøfner, L.H. Sørensen. Elsevier, London and New York, 1986, S. 207 - 209
- 191 Leschber, R.**  
Brauchbares Rüstzeug. Klärschlammuntersuchung als Grundlage umweltgerechter Schlammverwertung  
Entsorgungs-Praxis 1986, Nr. 1, S. 42 - 46
- 192 Gans, I., Rühle, H., Bünger, Th., Beckmann, D.**  
Radioaktivitätsüberwachung von Abwasser und Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung des Reaktorunfalls in Tschernobyl  
Bundesgesundheitsblatt 29 (1986), 10, S. 305 - 314
- 193 Milde, G. und Leschber, R.**  
Zur Entwicklung der Arbeitsrichtung Boden- und Grundwasserhygiene des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene  
Schriftenreihe d. Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V., Bd. 64  
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1986, S. 1 - 20



- 194 **Filip, Z.**  
Microbial degradation of polyurethanes.  
In: Biodeterioration and Biodegradation of Plastic and Polymers, hrsg. v. K.J. Seal  
Proc. of the Autumn meeting of the Biodeterioration Society,  
Cranfield Institute of Technology, 12 - 13 September 1985, S. 51 - 55
- 195 **Kanazawa, S., Filip, Z.**  
Distribution of microorganisms, total biomass, and enzyme activities in different  
particles of brown soil  
Microbial Ecology 12 ( 1986), S. 205 - 215
- 196 **Filip, Z.**  
FEMS-Symposium Microbial Communities in Soil, 4. - 8. August 1985,  
Kopenhagen (Dänemark).  
Forum Mikrobiologie, 9 (1986), 3, S. 146
- 197 **Filip, Z.**  
Symposium on the Biodeterioration and Biodegradation of Plastics and Polymers  
12. - 13. Sept. 1985, Cranfield/Bedford, England.  
Tagungsbericht, Forum Mikrobiologie 9 (1986), 3, S. 147
- 198 **Filip, Z., Dizer, H., Leschber, R., Seidel, K.**  
Untersuchungen zur Entseuchung von Klärschlamm durch aerob-thermophile  
Behandlung  
Zentralblatt Bakt. Hyg. 182 (1986), 3, S. 241 - 253
- 199 **Filip, Z.**  
Mikroorganismen und Quecksilber - eine Übersicht  
Forum Städte-Hygiene 37 (1986), Juli/August, S. 243 - 246
- 200 **Obst, U., Mühlhausen, D., Lorenz, J., Gatz, K.-W.**  
Chemische und biochemische Untersuchungen zur natürlichen und künstlichen  
Infiltration im Wassergewinnungsgebiet Eich/Rhein  
gwf-Wasser, Abwasser 126 (1985), 9, S. 473 - 477
- 201 **Haberer, K., Drews, M., Kußmaul, H., Mühlhausen, D.**  
Verhalten von organischen Schadstoffen bei der künstlichen Grundwasser-  
anreicherung und Entwicklung von speziellen Methoden zu deren Überwachung  
UBA-Texte 38/85, 1985, 253 S.

- 202 Leschber, R., Holleder, J.**  
Elution von Müllverbrennungsschlacke im Hinblick auf ihre Eignung im Straßen- und Wegebau  
WaBoLu-Heft 4/1985, Berlin, 1985, 47 S.
- 203 Leschber, R.**  
Behandlung und Verwendung von organischen Schlämmen und flüssigen Abfällen in der Landwirtschaft.  
Korrespondenz Abwasser 33 (1986), H. 8, S. 670 - 673
- 204 Leschber, R.**  
Probenahme von Schlämmen  
Korrespondenz Abwasser 33 (1986), H. 8, S. 710 - 712
- 205 Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Friesel, P., Milde, G.**  
Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen: Ergebnisse hydro-geochemischer Untersuchungen  
WaBoLu-Heft 5/1985, Berlin 1985, 175 S.
- 206 Leschber, R.**  
85 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene  
WaBoLu-Heft 1/1986, Berlin 1986, S. 51 - 64
- 207 Leschber, R.**  
Das Saprobiensystem - Frucht der Zusammenarbeit zweier Naturforscher. Eine Würdigung der gemeinsamen Arbeiten von Richard Kolkwitz und Maximilian Marsson  
WaBoLu-Heft 1/1986, Berlin 1986, S. 134 - 138
- 208 Dizer, H., Leschber, R., Lopez-Pila, J.M., Seidel, K.**  
Untersuchungen zur Entseuchung von Klärschlamm durch anaerob-thermophile Behandlung  
Korrespondenz Abwasser 33 (1986), 8, S. 703 - 709
- 209 Seidel, K., Börnert, W., Bätz, G., Blankenburg, A., Alexander, I.**  
Vorkommen von Legionella pneumophila im Grundwasser sowie in kalten und warmen Trinkwässern.  
Vom Wasser 67 (1986)

- 210 Filip, Z., Dizer, H., Kaddu-Mulindwa, D., Kiper, M., Lopez-Pila, J.M., Milde, G., Nasser, A., Seidel, K.**  
 Untersuchungen über das Verhalten pathogener und anderer Mikroorganismen und Viren im Grundwasser im Hinblick auf die Bemessung von Wasserschutzzonen.  
 WaBoLu-Heft 3/1986, Berlin 1986, 121 S.
- 211 Friesel, P., Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Milde, G.**  
 Investigations on the impact of uncontrolled waste sites on ground waters in Berlin: Methods, results and evaluation.  
 In: Contaminated Soil: First International TNO Conference on Contaminated Soil, 11 - 15 Nov., 1985, Utrecht, The Netherlands, S. 351 - 363
- 212 Friesel, P., Milde, G., Steiner, B.**  
 Contributions to the fate of underground organic contaminants during underground passage.  
 In: Second International Conference on Ground Water Quality Research: Proceedings 1985
- 213 Milde, G., Friesel, P., Kerndorff, H.**  
 Prioritäten bei der Altlastensanierung aus der Sicht des Gewässerschutzes: Wege zur Erfassung sanierungsbedürftiger Altlasten und Kriterien zur Festlegung von Sanierungszielen  
 Schriftenreihe der Vereinigung deutscher Gewässerschutz, Bonn, Bd. 52 (1986), S. 7 - 45
- 214 Filip, Z., Kaddu-Mulindwa, D., Milde, G.**  
 Laborversuche zur Persistenz und zum Transportverhalten einiger pathogener und potentiell pathogener Mikroorganismen.  
 In: Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern (UBA-Materialien 2/85), Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1985, S. 13 - 20
- 215 Dizer, H., Filip, Z., Lopez-Pila, J.M., Milde, G., Nasser, A., Seidel, K.**  
 Laborversuche zur Persistenz und zum Transportverhalten von Viren.  
 In: Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern (UBA-Materialien 2/85), Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1985, S. 20 - 26
- 216 Mühlhausen, D.**  
 Verhalten von organischen Substanzen bei Infiltration und Untergrundpassage.  
 In: Künstliche Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland  
 (bearbeitet v. BMI-Fachausschuß "Wasserversorgung und Uferfiltrat")  
 Erich Schmidt Verlag, Berlin 1985, S. 285 - 305

- 217 **Gomez, A., Leschber, R., l'Hermite, P. (Hrsg.)**  
Sampling problems for the chemical analysis for sludge, soils and plants  
Elsevier Appl. Sci. Publ., London - New York, 1986, VI u. 94 S.
- 218 **Leschber, R.**  
Sampling: Fundamental aspects.  
In: Sampling problems for the chemical analysis for sludge, soils and plants  
Elsevier Appl. Sci. Publ., London - New York, S. 2 - 3
- 219 **Gomez, A., Leschber, R., Colin, F.**  
Sampling techniques for sludges, soil and plants.  
In: Sampling problems for the chemical analysis for sludge, soils and plants  
Elsevier Appl. Sci. Publ., London - New York, S. 80 - 90
- 220 **Leschber, R.**  
Elution of refuse incineration clinker. Methods and evaluation of problems of environmental hygiene  
Recycling International, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin, 1986, S. 335 - 342
- 221 **Leschber, R.**  
Problems of organic micropollutants in sewage sludges  
Recycling International, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin, 1986, S. 914 - 916
- 222 **Leschber, R.**  
Notwendigkeit, Bestimmung und Bedeutung der Schlammkennwerte, insbesondere im Hinblick auf die Schlammverwertung  
Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (Aachen)85 (1986), S. 139 - 151
- 223 **Hagendorf, U., Leschber, R., Neger, M., Rotard, W.**  
Bestimmung leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe in Bodenproben  
Fresenius Z.Anal.Chem. 326 (1987), S. 33 - 39
- 224 **Kanazawa, S., Filip, Z.**  
Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on enzymatic activities in soil  
Appl.Microbiol.Biotechnol. 25 (1986), 1, S. 76 - 81
- 225 **Kanazawa, S., Filip, Z.**  
Effects of chlorinated organic solvents on microorganisms and enzyme activity in soil (in Japanese)  
Soils and Microorganisms (Tokyo) 1985, No. 9, S. 39 - 49

- 226 Brill, V., Kerndorff, H., Schleyer, R., Friesel, P., Milde, G.**  
 Methodik und Ergebnisse von Untersuchungen zur Erfassung der Grundwasserkontamination durch Altablagerungen  
 Bodenschutz - Räumliche Planung und kommunale Strategien.  
 Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn / Institut für Städtebau der Deutschen Akademie f. Städtebau und Landesplanung, Berlin  
 Seminare, Symposien, Arbeitspapiere, H. 21, 1986, S. 223 - 232
- 227 Kerndorff, H., Milde, G.**  
 Grundwasserkontamination durch Altablagerungen - Erfassung, Charakterisierung und Bewertung  
 Bundesgesundheitsblatt 29 (1986), 10, S. 327 - 331
- 228 Kanazawa, S., Filip, Z.**  
 Effects of trichloroethylene, tetrachloroethylene and dichloromethane on soil biomass and microbial counts  
 Zbl. Bakt. Hyg. B 184 (1987), S. 24 - 33
- 229 Brill, V., Kerndorff, H., Schleyer, R., Friesel, P., Milde, G.**  
 Erkennung, Charakterisierung und Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Altablagerungen  
 Z. Dt. geol. Ges. 137 (1896), S. 211 - 240
- 230 Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Milde, G., Friesel, P.**  
 Erfassung des akuten Grundwasserkontaminationspotentials von Altablagerungen - Ergebnisse exemplarischer Untersuchungen und methodische Vorgehensweise  
 Sanierung kontaminierter Standorte : Dokumentation einer Fachtagung 1985.  
 Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1987, S. 93 - 122
- 231 Milde, G.**  
 Erfassung und Bewertung standortgebundener Boden- und Grundwasserkontaminationen  
 Umweltschutz in großen Städten: Kolloquium, 8. - 10. Okt. 1986, München, Kurzfassungen. Verein Deutscher Ingenieure / VDI-Komm. Reinhaltung der Luft, VDI-Komm. Lärminderung.  
 VDI-Verlag, Düsseldorf, 1986, S. 32 - 33
- 232 Leschber, R.**  
 Elution von Müllverbrennungsschlacke - Methodik und umwelthygienische Bewertung.  
 In: Messen und Analysieren an Abfallbehandlungsanlagen, hrsg. v. K.J. Thome-Kozmiensky u.a.  
 EF-Verlag f. Energie und Umwelttechnik, Berlin, 1987, S. 16 - 18

- 233 Leschber, R.**  
Die Problematik organischer Mikroverunreinigungen in Klärschlämmen  
Recycling von Klärschlamm 1, hrsg. v. K.J. Thome-Kozmiensky u.a.  
EF-Verlag f. Energie u. Umwelttechnik, Berlin, 1987, S. 16 - 18
- 234 Förstner, U., Leschber, R. u.a.**  
Qualitätskriterien für Gewässersedimente - Allgemeine Problematik und internationaler Stand der Diskussion  
Z. Wasser-Abwasser-Forschung 20 (1987), S. 54 - 59
- 235 Milde, G., Arneth, J.-D., Kerndorff, H., Schleyer, R.**  
Zur Festlegung von Richtwerten für tolerierbare Grundwasserverunreinigungen im Bereich kontaminierter Standorte  
Sanierung kontaminierter Standorte, hrsg. v. V. Franzius  
Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1987, S. 41 - 67
- 236 Milde, G.**  
Erfassung und Bewertung standortsgebundener Boden- und Grundwasserkontaminationen  
Umweltschutz in großen Städten. Kolloquium München, 8. - 10.10.86  
VDI Berichte 605, S. 141 - 168, VDI Verlag, Düsseldorf, 1987
- 237 Leschber, R.**  
Stand der Überlegungen zur Änderung der Klärschlammverordnung  
Abfallwirtschaft - Abwasser - Sonderabfall: Referatesammlung zum 7. abfallwirtschaftlichen Fachkolloquium, 23./24.4.1987, Saarbrücken.  
Kommunaler Abfallbeseitigungsverband Saar u. Institut f. Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Univ. Stuttgart, Ref. 11, 16 S.
- 238 Hagendorf, U., Leschber, R., Nerger, M.**  
Grundwasserverunreinigung durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe  
Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1985, S. 85 - 86, MMV-Verlag München, 1986
- 239 Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R.**  
Grundwasserkontamination durch Altablagerungen: Erkennung, Charakterisierung und Beurteilung  
Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1985, S. 86 - 88, MMV-Verlag München, 1986

- 240 Friesel, P., Stock, R.**  
 Auftreten von Pflanzenbehandlungsmitteln in oberflächennahen Grundwässern unter Böden geringer Filterwirkung  
 Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1985, S. 88 - 89, MMV-Verlag München, 1986
- 241 Friesel, P., Milde, G., Stock, R.**  
 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSM) im Trinkwasser und Grundwasser.  
 In: Die Trinkwasserverordnung, 2. Aufl., hrsg. v. K. Aurand u.a., Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, 1987, S. 285 - 292
- 242 Milde, G.**  
 Trinkwasserschutzgebiete - Einrichtungen zur Sicherstellung von Grundwässern mit Trinkwasserqualität.  
 In: Die Trinkwasserverordnung, 2. Aufl., hrsg. v. K. Aurand u.a., Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, 1987, S. 362 - 388
- 243 Brill, V., Kerndorff, H., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Milde, G., Friesel, P.**  
 Fallbeispiele für die Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen aus der Bundesrepublik Deutschland  
 WaBoLu-Hefte 6/1986, Berlin (1986), 187 S.
- 244 Hagendorf, U., Leschber, R., Milde, G., Nerger, M.**  
 Erkennung, Ortung und Bewertung von Untergrundkontaminationen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe  
 WaBoLu-Hefte 7/1986, Berlin 1986, 47 S.
- 245 Leschber, R.**  
 Bewertung von Schwermetallgehalten in Böden und Klärschlämmen.  
 In: Schwermetalle in der Umwelt, hrsg. v. E. Lahmann u. K. Jander, Schriftenr. d. Vereins WaBoLu Bd. 74, S. 41 - 52 Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1987
- 246 Milde, G., Nerger, M., Mergler, R.**  
 Biological Degradation of Volatile Chlorinated Hydrocarbons in Groundwater  
 International Symposium on Groundwater Microbiology; Problems and Biological Treatment. Kuopio, Finland, 4 - 6 Aug. 1987. The Water Ass.; The National Board of Waters and Environment; The Univ. of Kuopio (1987), 7 S.
- 247 Hagendorf, U., Leschber, R., Nerger, M., Rotard, W.**  
 Bestimmung leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe in Bodenproben  
 Fresenius Z.Anal.Chem. 326 (1987), S. 33 - 39

- 248 Nerger, M., Hagendorf, U., Leschber, R., Milde, G.**  
Strategies for the control of underground contamination by chlorinated hydrocarbon solvents.  
In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants.  
Hrsg. v. W. van Duijvenbooden, u. H.G. van Waegeningh.  
Proceedings and Informations, No. 38, RIVM, Den Haag, 1987, S. 809 - 819
- 249 Schleyer, R., Kerndorff, H., Brill, V.**  
A SIR Database for contaminated sites - Statistical data evaluation as a tool for groundwater contamination assessment  
ebda., S. 273 - 278
- 250 Kerndorff, H., Milde, G., Friesel, P., Brill, V., Schleyer, R., Arneth, J.-D.**  
Investigation and evaluation of the groundwater contamination potential of abandoned waste disposal sites  
ebda., S. 225 - 235
- 251 Litz, N., Tietz, B.**  
Das Verhalten von natürlichen und künstlichen Radionukliden im Boden als Teil von Ökosystemen  
Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 46, 84 S., Berlin, 1987
- 252 Litz, N.**  
The Behavior of Linear Alkylbenzenesulfonate in Different Soils - A Comparison between Field and Laboratory Studies  
Ecotoxicology and Environmental Safety 14 (1987), S. 103 - 116
- 253 Hagendorf, U., Nerger, M.**  
Sondierung und Analytik zum Nachweis leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe im Boden bei der Altlastenuntersuchung eines Industriestandortes.  
Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 99 (1987), S. 247 - 265
- 254 Kerndorff, H., Brill, V., Milde, G., Schleyer, R., Arneth, J.-D.**  
Erfassung grundwassergefährdender Abfallablagerungsplätze - Methodik und Ergebnisse  
Kurzberichte aus der Bauforschung 29, Bericht Nr. 74 (1988), S. 283 - 289
- 255 Hagendorf, U.**  
Bilanzierung halogenorganischer Verbindungen im Indirekteinleiterbereich von Kläranlagen  
Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (Aachen) 100 (1987), S. 681 - 702



- 256 Milde, G., Leschber, R., Filip, Z., Hagendorf, U.**  
Auswirkungen von Abwasser auf Boden und Untergrund  
Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (Aachen) 100 (1987), S. 351 - 370
- 257 Hagendorf, U.**  
Ursachen von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Abwasser und ihre Auswirkungen auf Boden und Grundwasser bei defekten Kanälen  
Int. Kongr. Leitungsbau, Hamburg 1987, Dok. II S. 61 - 74, Hrsg. EW St. Augustin, 1987
- 258 Stock, R., Friesel, P., Milde, G., Ahlsdorf, B.**  
Grundwasserqualitätsbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel  
Einflüsse der Landwirtschaft auf die Wasserressourcen - Folgen und zukünftige Entwicklungen. Europäische Konferenz.  
DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Eschborn (1987) S. 239 - 265
- 259 Friesel, P., Stock, R., Ahlsdorf, B., von Kunowski, J., Steiner, B., Milde, G.**  
Untersuchung auf Grundwasserkontamination durch Pflanzenbehandlungsmittel - eine Bestandsaufnahme aus ausgewählten Grundwasserlagerstätten. Im Auftrag des Umweltbundesamtes  
UBA-Materialien 3/87  
Erich Schmidt Verlag, Berlin (1987), 138 S.
- 260 Leschber, R.**  
Chemical contamination of sludges and soils  
Concerted Action Treatment and Use of Organic Sludge and Liquid Agricultural Wastes, COST 681. Report of the Community - COST Concertation Committee on 1984-85 activities. II. Scientific Report. Commission of the European Communities, Document XII/ENV/47/85-SL/109/85 (1986), S. 13 - 19
- 261 Leschber, R.**  
Stand der Überlegungen zur Änderung der Klärschlammverordnung  
Korrespondenz Abwasser 34 (1987), H. 8, S. 806 - 812
- 262 Dichtl, N., Leschber, R., Mach, R. u.a.**  
Schlamm- und Abfallbehandlung  
Forschung und Entwicklung in der Abwassertechnik und beim Gewässerschutz. - Berichte zur Abwasser- und Abfalltechnik  
Schriftenreihe der ATV aus Wissenschaft und Praxis, Bd. 13, St. Augustin (1986), S. 245 - 281

- 263 Nерger, M., Trénel, J., Leschber, R.**  
 Wirkungen von Erdgashochdruckleitungen auf die Gewässer unter besonderer Berücksichtigung des Grundwasserschutzes. Literaturstudie.  
 WaBoLu-Hefte 1/1987, Berlin, 1987, 104 S.
- 264 Ahlsdorf, B., Stock, R., Friesel, P., Milde, G.**  
 Die Auswirkung von Bodenentseuchungen mit Dichlorpropen auf das Grundwasser - Felduntersuchungen im Emsland  
 Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 53 (1987), S. 77 - 82
- 265 Muntau, H., Leschber, R., Baudo, R., L'Hermite, P.**  
 Problemi inerenti l'analisi dei fanghi di depurazione destinati all' agricoltura  
 Acqua-Aria (Milano) 9 (1983), S. 951 - 954
- 266 Stock, R., Friesel, P., Milde, G.**  
 Methodische Untersuchungen auf Grundwasserqualitätsbeeinträchtigungen durch den landwirtschaftlichen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln  
 Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1986, S. 69 - 70, MMV-Verlag München, 1987
- 267 Mühlhausen, D., Neumayr, V.**  
 Möglichkeiten zur Beurteilung einer Gefährdung von Uferfiltrat nutzenden Wasserwerken bei Oberflächenwasserkontaminationen  
 Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1986, S. 71 - 72, MMV-Verlag München, 1987
- 268 Kerndorff, H., Brill, V., Schleyer, R., Arneth, J.-D.**  
 Indikation problematischer Altablagerungen in der Bundesrepublik Deutschland  
 Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1986, S. 72 - 75, MMV-Verlag München, 1987
- 269 Filip, Z.**  
 Möglichkeiten und umwelthygienische Probleme biotechnologischer In-Situ-Sanierungsmaßnahmen  
 Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1986, S. 77 - 78, MMV-Verlag München, 1987
- 270 Brill, V., Milde, G., Kerndorff, H.**  
 Detection of ground water endangering waste deposits.  
 Nations Unies, Comm. Economique pour l'Europe,  
 Comm. on Water Problems: Seminar on Protection of Soil and Aquifers against non-point Source Pollution, Madrid, 5 - 6 Oct. 1987, 11 S.

- 271 Friesel, P., Milde, G., Stock, R., Ahlsdorf, B.**  
Methods and results of an investigation on the impact of agricultural pesticide application on ground water in northern parts of the Federal Republic of Germany  
ebda., 14 S.
- 272 Leschber, R.**  
Auslaugung von Schlacke aus der Abfallverbrennung.  
In: Müllverbrennung und Umwelt 2, hrsg. v. K.-J. Thomé-Kozniensky, EF-Verlag f. Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1987, S. 349 - 384
- 273 Leschber, R.**  
Present State of sludge characterization in Germany with respect to dewaterability and controlled tipping  
Fundamental Aspects of Sludge, Characterization and Dewatering, hrsg. v. A. Vesilind, United Engineering Trustees, Inc., N.Y., 1987, S. 75 - 80
- 274 Milde, G., Kerndorff, H.**  
Die Altlasten und das Grundwasser: Feststellung und Bewertung grundwasser-gefährdender Altablagerungen  
Entsorgungs-Praxis 12 (1987), S. 598 - 604
- 275 Filip, Z.**  
Aktuelles aus der Umweltmikrobiologie in Kanada und USA  
Forum Städte-Hygiene 38 (1987), März/April, S. 100 - 102
- 276 Filip, Z.**  
Some ecological aspects of the release of nonresident microorganisms in soil and groundwater environments  
Risk Assessment for Deliberate Releases. hrsg. v. W. Klingmüller  
Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg, 1988, S. 81 - 88
- 277 Schleyer, R., Arneth, J.-D., Kerndorff, H., Milde, G., Dieter, H., Kaiser, U.**  
Standardisierte Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten  
II. Stoffbewertung, Expositionsbewertung und ihre Verknüpfung  
Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), 5, S. 160 - 168
- 278 Filip, Z.**  
Comparison of salt marsh humic acid with humic-like substances from the indigenous plant species, "Spartina alterniflora (Loisel)"  
The Science of the Total Environment 71 (1988), S. 157 - 172

- 279 Claus, H., Filip, Z.**  
Effects of Different Soil Constituents on the Activity of Some Phenoloxidases  
Hazardous Waste: Detection, Control, Treatment. Hrsg. v. R. Abbou.  
Elsevier, Amsterdam (1988), S. 1651 - 1655
- 280 Nerger, M., Mergler-Völkl, R.**  
Biologischer Abbau von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Grund-  
und Abwasser  
Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 21 (1988), S. 16 - 19
- 281 Ahlsdorf, B., Stock, R., Litz, N., Milde, G., Friesel, P.**  
Methodik und exemplarische Ergebnisse zur Erfassung von Grundwasser-  
kontaminationen durch landwirtschaftliche Pflanzenschutzmittelanwendung  
Mitteilung Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/II (1987), S. 847 - 852
- 282 Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Schutzstrategien für das Trinkwasser: Gefährdung des Grundwassers durch  
landwirtschaftliche Pflanzenschutzmittelanwendung  
Entsorgungs-Praxis 6 (1988), S. 258 - 264
- 283 Filip, Z.**  
Fäkalstreptokokken - ihr Vorkommen, Bedeutung und Nachweis in Wasser-  
proben  
Forum Städte-Hygiene 39 (1988), Mai/Juni, S. 90 - 93
- 284 Smed-Hildmann, R., Filip, Z.**  
A simple preparative technique for observation of microorganisms from  
municipal refuse by transmission electron microscopy  
Journal of Microbiological Methods 7 (1988), S. 303 - 307
- 285 Arneth, J.-D., Schleyer, R., Kerndorff, H., Milde, G.**  
Standardisierte Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten I.  
Grundlagen sowie Ermittlung von Haupt- und Prioritätskontaminanten  
Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), 4, S. 117 - 123
- 286 Dizer, H., Filip, Z.**  
Einfluß von Kühlturbetrieb auf die mikrobiologische Qualität der Um-  
gebungsluft  
Forum Städte-Hygiene 39 (1988), März/April, S. 52 - 58
- 287 Klingmüller, W., Filip, Z.**  
Sicherheit bei der Freisetzung von Mikroorganismen - eine internationale  
Tagung in Bayreuth  
Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), 4, S. 138 - 139

- 288 Gans, I., Viertel, H., Weimer, S. u. Winkelmann, I.**  
Erfassung der Bodenkontaminationen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl  
Überwachung der Umweltradioaktivität. 7. Fachgespräch: Der Reaktorunfall  
von Tschernobyl, Ergebnisse, Erfahrungen, Folgerungen  
Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes Neuherberg, im  
Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, S.  
75 - 82
- 289 Rühle, H., Gans, I.**  
Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen in Trinkwasser, Abwasser und  
Klärschlamm in der Bundesrepublik Deutschland nach dem Reaktorunfall in  
Tschernobyl und ihre Bedeutung  
ebda., S. 330 - 342
- 290 Kerndorff, H., Milde, G., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Dieter, H., Kaiser, U.**  
Grundwasserkontaminationen durch Altlasten: Erfassung und Möglichkeiten der  
standardisierten Bewertung  
Altlastensanierung '88. Zweiter Internationaler TNO/BMFT-Kongreß über Alt-  
lastensanierung, 11. - 15. April 1988, Hamburg, BRD, Bd. 7  
Kluwer, Dordrecht usw., 1988, S. 129 - 146
- 291 Schleyer, R., Arneth, J.-D., Kerndorff, H., Milde, G.**  
Haupt- und Prioritätskontaminanten bei Abfallablagerungen: Kriterien zur  
Auswahl mit dem Ziel einer Bewertung auf dem Grundwasserpfad  
ebda., S. 249 - 254
- 292 Kerndorff, H., Milde, G., Friesel, P., Brill, V., Schleyer, R., Arneth, J.-D.**  
Investigation and evaluation of the groundwater contamination potential of  
waste disposal sites.  
In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants. Hrsg. v. W. van  
Duijvenboden u. H.G. van Waegeningh  
Proceedings and Informations, No. 38, RIVM, Den Haag, 1987, S. 225 - 282
- 293 Claus, H., Filip, Z.**  
Behaviour of phenoloxidases in the presence of clays and other soilrelated  
adsorbents  
Appl. Microbial. Biotechnol. 28, (1988), S. 506 - 511
- 294 Neumayr, V., Renner, I.**  
Immissionsbelastungen - Konsequenzen für die Grundwasserqualität  
Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1987, S. 89 - 91, MMV-Verlag,  
München, 1988

- 295 Müller-Wegener, U., Ahlsdorf, B., Litz, N., Stock, R.**  
Neue Erkenntnisse zum Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Grundwässern  
Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes 1987,, S. 92 - 93, MMV-Verlag,  
München, 1988
- 296 Filip, Z.**  
Untersuchungen zur Huminstoffbildung und ihre umwelthygienischen Konsequenzen  
Tätigkeitsber. d. Bundesgesundheitsamtes, S. 102, MMV-Verlag, München, 1988
- 297 Filip, Z., Alberts, J.J.**  
The Release of Humic Substances from "Spartina Alterniflora (Loisel)" into Sea  
Water as Influenced by Salt Marsh Indigenous Microorganisms.  
The Science of the Total Environment 73 (1988), S. 143 - 157
- 298 Brill, V., Milde, G., Kerndorff, H.**  
Indikation grundwassergefährdender Abfallablagerungen.  
Seminar vom 5. bis 9. Okt. 1987 in Madrid, veranst. von der Wirtschaftskomm.  
der Vereinten Nationen für Europa. Der Bundesminister für Umwelt, Natur-  
schutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 1988, S. 36 - 45
- 299 Friesel, P., Milde, G., Stock, R., Ahlsdorf, B.**  
Methoden und Ergebnisse einer Untersuchung über den Einfluß landwirtschaft-  
licher Pflanzenschutzmittelanwendungen auf das Grundwasser in Teilen Nord-  
deutschlands  
ebda., S. 46 -61
- 300 Kerndorff, H., Milde, G., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Dieter, H., Kaiser, U.**  
Zur Bewertung von Boden- und Grundwasserkontaminationen  
ebda., S. 51- 68
- 301 Seidel, K.**  
Anmerkungen zur Risikominderung in der Umweltmikrobiologie  
ebda., S. 69 - 78
- 302 Milde, G., Nerger, M., Mergler-Völkl, R.**  
Biological degradation of volatile chlorinated hydrocarbons in groundwater  
Wat.Sci.Tech. 20 (1988), 3, S. 67 - 73
- 303 Müller-Wegener, U.**  
Electron donor acceptor complexes between organic nitrogen heterocycles and  
humic acids  
The Science of the Total Environment 62 (1987), S. 297 - 304

- 304 Müller-Wegener, U.**  
Interaction of Humic Substances with Biota.  
In: Humic Substances and their Role in the Environment. Hrsg. v. F.H. Frimmel  
u. R.F. Christmann  
Dahlem-Konferenzen 41 (1988), S. 179 - 192
- 305 Smed-Hildmann, R., Filip, Z.**  
Microorganisms of Groundwater and Decomposing Refuse as viewed by the  
Transmission Electron Microscope  
Wat.Sci.Tech. 20 (1988), 3, S. 233 - 235
- 306 Filip, Z.**  
Biotechnologische Aspekte und umwelthygienische Bedeutung von In-Situ-  
Sanierungsmaßnahmen im Boden- und Grundwasserbereich  
Öffentl. Gesundheitswesen 50 (1988), S. 415 - 420
- 307 Filip, Z.**  
Verhalten einiger pathogener und anderer Mikroorganismen im Grundwasser  
im Hinblick auf die Bemessung von Wasserschutzzonen  
Das Öffentl. Gesundheitswesen 50 (1988), S. 427 - 430
- 308 Horth, H., Frimmel, F.H., Hargitai, L., Hennes, E.-C., Huc, A.Y., Müller-  
Wegener, U., u.a.**  
Environmental reactions and functions. Group Report.  
In: Humic Substances and the Role in the Environment. Hrsg. v. F.H. Frimmel u.  
R.F. Christmann  
Dahlem-Konferenzen 41 (1988), S. 245 - 257
- 309 Müller-Wegener, U.**  
Schwefel in Huminstoffen  
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55 (1987), S. 397 - 400
- 310 Müller-Wegener, U.**  
Einfluß der Huminstoffe auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das  
Grundwasser  
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 56 (1988), S. 221 - 226
- 311 Filip, Z., Smed-Hildmann, R.**  
Microbial Activity in Sanitary Landfills - a possible source of the humic  
substances in groundwater  
Wat.Sci.Tech. 20 (1988), 3, S. 55 - 59

- 312 Nerger, M., Hagendorf, U.**  
Erfassung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) im Einzugsgebiet eines Wasserwerks als Grundlage für Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen  
Schadstoffe im Grundwasser. 12. Wassertechnisches Seminar  
Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Techn. Univ. München (1988), S. 187 - 212
- 313 Nerger, M., Hagendorf, U., Mergler-Völkl, R.**  
Zur Erkennung von Kontaminationen in der ungesättigten Zone durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) mit unterschiedlichen Aufschlußtechniken  
Wasser u. Boden, 10 (1988), S. 564 - 569
- 314 Kerndorff, H., Milde, G., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Dieter, H., Kaiser, U.**  
Standardized evaluation of groundwater contamination by waste disposal sites  
International Workshop on "Impact of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water", 15. - 19. August 1988, Copenhagen, S. 109 - 119
- 315 Kerndorff, H., Milde, G., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Dieter, H., Kaiser, U.**  
Groundwater Contamination by Abandoned Waste Disposal Sites: Detection and Possibilities of Standardized Assessment  
Contaminated Soil '88. Proceedings of "The Second International TNO/BMFT Conference on Contaminated Soil", 11. - 15. April 1988 in Hamburg. Eds.: Wolf, K. u.a.  
Kluwer Acad. Publ., Dordrecht usw. (1988), S. 135 - 149 (engl. Fassung v. Nr. 290)
- 316 Schleyer, R., Arneth, J.-D., Kerndorff, H., Milde, G.**  
Main contaminants and priority pollutants from waste sites: Criteria for selection with the aim of assessment on the groundwater path.  
ebda., S. 247 - 251 (dt. Fassung unter 291) - ? -
- 317 Leschber, R.**  
Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft  
Schriftenr. d. Techn. Uni. Berlin, Zentrum f. Technolog. Zusammenarbeit (ZTZ), H. 12, S. 437 - 449, Berlin, 1988
- 318 Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Grundwasserkontamination durch Anwendung von Pflanzenschutzmitteln  
DVGW-Schriftenreihe Nr. 58, (1988), S. 269 - 284



- 319 Müller-Wegener, U., Litz, N., Kleine, W., Milde, G.**  
Über die Sanierung eines durch Pflanzenschutzmittel belasteten Wassereinzugsgebietes  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 57 (1988), S. 77 - 82
- 320 Filip, Z., Klingmüller, W., Wackernagel, W.**  
Untersuchungen zum Verhalten genmanipulierter Bakterien im Boden und Grundwasser  
Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), No. 11, S. 432 - 434
- 321 Filip, Z., Claus, H., Rötlich, H.**  
Gentransfer bei Bakterien und Überleben gentechnisch veränderter Bakterien im Boden- und Grundwasserbereich. Überlebensdauer, Adsorption und Transport, Biologische Sicherheit.  
Hrsg.: Bundesmin. f. Forschung u. Technologie, Bonn, 1988, S. 143 - 155
- 322 Leschber, R.**  
Bewertung von Stoffeinträgen in den Boden - Analytische Voraussetzung und administrative Handhabung. 12. Aachener Seminar vom 17. - 18.03.1988  
Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 106 (1988), S. 1 - 26
- 323 Milde, K., Milde, G., Ahlsdorf, B., Litz, N., Müller-Wegener, U., Stock, R.**  
Protection of highly permeable aquifers against contamination by Xenobiotics. IAH 21st Congress, Karst Hydrogeology and Karst Environment Protection, 10 - 15 Oct., Guilin, China, 1988, S. 194 - 201
- 324 Arneth, J.-D., Milde, G., Kerndorff, H., Schleyer, R.**  
Waste deposit influences on ground water quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. The Landfill: Reactor and final storage. Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes, Gercensee, March 14 - 17, 1988. Lecture Notes in Earth Sciences 20, S. 399 - 415  
Springer Verlag, Berlin 1988
- 325 Filip, Z.**  
Freisetzung genmanipulierter Mikroorganismen in die Umwelt.  
Forum Städte-Hygiene 40 (1989), Jan./Febr., S. 54 - 57
- 326 Alberts, J.J., Filip, Z. u.a.**  
Elemental composition, stable carbon isotope ratios and spectrophotometric properties of humic substances occurring in a salt marsh estuary  
Org. Geochem. 12 (1988), No. 5, S. 455 - 467

- 327 Leschber, R.**  
Aritma camurunun tarimda kullanilmasi  
Türk - Alman Cebre Teknolojisi Semineri, Istanbul, 16. - 18. Eylül 1987  
Schriftenreihe der Technischen Universität Berlin, Zentrum für Technologische  
Zusammenarbeit, ZTZ; H. 13, S. 353 - 364, Berlin, 1988
- 328 Schleyer, R., Milde, G., Milde, K.**  
Verbesserung des Trinkwasserschutzes durch Berücksichtigung neuer  
Tendenzen beim Schutzkonzept Grundwasser  
Wasser u. Boden 41 (1989), 4, S. 203 - 209
- 329 Milde, G., Milde, K.**  
Konsequenzen hydrogeologischer Gegebenheiten für die Ausweisung von  
Wasserschutzgebieten  
Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 109 (1988), S. 195 - 227
- 330 Leschber, R.**  
Organische Schadstoffe im Klärschlamm  
Müll und Abfall, Beihefte 28 (1989), S. 12 - 15
- 331 Kerndorff, H., Arneth, J.-D., Schleyer, R., Milde, G.**  
Untersuchungsstrategie für Grundwasserkontamination durch Altlasten-  
standorte - Von der Erkennung bis zur Bewertung - in: Altlasten 2., Hrsg. v. K.-J.  
Thome-Kozmiensky  
EF-Verlag für Energie- u. Umwelttechnik, Berlin, 1988, S. 547 - 572
- 332 Milde, G., Müller-Wegener U. (Hrsg.)**  
Pflanzenschutzmittel und Grundwasser  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene Bd. 79, 702 S., Gustav  
Fischer Verlag, Stuttgart, 1989
- 333 Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Pflanzenschutzmittelanwendung und Grundwasserschutz - Eine Einführung zu  
den aktuellen Fragen  
ebda., S. 9 - 24
- 334 Ahlsdorf, B., Stock, R., Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Zum Verhalten ausgewählter Pflanzenschutzmittel in oberflächennahen Grund-  
wässern heterogener Lockersedimente  
ebda., S. 375 - 385
- 335 Litz, N., Kleine, W., Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Strategien der Sanierung eines Einzugsgebietes  
ebda., S. 675 - 687

- 336 **Filip, Z. (Hrsg.)**  
Biotechnologische In-situ-Sanierung kontaminierter Standorte.  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene Bd. 80, 394 S., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1988
- 337 **Filip, Z., Milde, G.**  
Biotechnologische Prinzipien und umwelthygienische Aspekte von In-situ-Sanierungsmaßnahmen im Boden- und Grundwasserbereich  
ebda., S. 11 - 37
- 338 **Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Grundwasserkontamination durch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe  
ndz Neue DELIWA-Zeitschrift 40 (1989), 8, S. 355 - 359
- 339 **Filip, Z., Alberts, J.J.**  
Humic substances isolated from *Spartina alterniflora* (Loisel.) following long-term decomposition in sea water  
The Science of the Total Environment 83 (1989), S. 273 - 285
- 340 **Alberts, J.J., Filip, Z.**  
Sources and characteristics of fulvic and humic acids from a salt marsh estuary  
The Science of the Total Environment 81/82 (1989), S. 353 - 361
- 341 **Milde, K., Milde, G., Schleyer, R.**  
Groundwater protection areas for preserving natural drinking water quality; Experiences and new developments in the Federal Republic of Germany  
28th International Geological Congress, Washington D.C., USA, July 9 - 19, 1989, Abstracts 3,2. 1 S.
- 342 **Müller-Wegener, U. (Hrsg.)**  
Organische Inhaltsstoffe des Bodens. Wolfgang Ziechmann zum 65. Geburtstag, Göttingen, 1988, 192 S.
- 343 **Müller-Wegener, U.**  
Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplex zwischen organischen Stickstoff-heterocyclen und Huminstoffen  
ebda., S. 45 - 59

- 344 Friesel, P., Milde, G., Stock, R., Ahlsdorf, B.**  
Methoden und Ergebnisse einer Untersuchung über den Einfluß landwirtschaftlicher Pflanzenschutzmittelanwendungen auf das Grundwasser in Teilen Norddeutschlands.  
In: Schutz des Bodens und wasserführender Schichten gegen Verschmutzung aus Flächenquellen. Seminar vom 5. - 9. Oktober 1987 in Madrid, veranstaltet von der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 1988, S. 46 - 61
- 345 Arneth, J.-D., Hoefs, J.**  
Extreme  $^{34}\text{S}$ -Anreicherungen in gelöstem Sulfat von Grundwässern im Umfeld einer Altmülldeponie.  
Naturwissenschaften 76 (1989), S. 218 - 220
- 346 Zeeb, E., Müller-Wegener, U., Ehrig, C., Ahlsdorf, B., Litz, N., Milde, G.**  
Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch das Nematizid 1,3-Dichlorpropen.  
GDCh, 22. Hauptvers. Bonn 1989, Verlag Chemie, S. 206
- 347 Litz, N., Kleine, W., Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Erste Ergebnisse einer Studie zur Kontamination von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln  
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59 (1989), H.I, S. 1107 - 1112
- 348 Müller-Wegener, U., Ehrig, C., Ahlsdorf, B., Litz, N., Katona, B., Milde, G.**  
Zur Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Böden.  
Mitteil.Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59 (1989), H. I, S. 433 - 438
- 349 Ahlsdorf, B., Ehrig, C., Zeeb, E., Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Grundwasserbelastung durch Pflanzenschutzmittel-Felduntersuchungen in oberflächennahen und tieferen Grundwässern  
Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59 (1989), H. II, S. 1033 - 1038
- 350 Schleyer, R., Milde, G.**  
Tendenzen im Grundwasserschutz.  
Bundesgesundheitsbl. 32 (1989), Nr. 12, S. 521 - 526
- 351 Alberts, J.J., Filip, Z., Leversee, G.J.**  
Interaction of estuarine organic matter with copper and benzo(a)pyrene.  
Marine chemistry 28 (1989), S. 77 - 87

- 352 Claus, H., Filip, Z.**  
Effects of clays and other solids on the activity of phenoloxidases produced by some fungi and actinomycetes.  
Soil biology and biochemistry 22 (1990), 4, S. 483 - 488
- 353 Colin, F., Leschber, R., Mininni, G.**  
Physical and chemical characterization of sewage sludge.  
In: Sewage Sludge Treatment and Use: new developments, technological aspects and environmental effects (Proc. of a Conf., held in Amsterdam, 19 - 23 Sept. 1988), London, Elsevier, 1989, S. 40 - 52
- 354 Dieter, H.H., Kaiser, U., Kerndorff, H.**  
Kontaminanten aus Altlasten  
Vorschlag zur standardisierten toxikologischen Bewertung.  
Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 2 (1990), 1, S. 26 - 32
- 355 Dieter, H.H., Kaiser, U., Kerndorff, H.**  
Proposal on a stadardized toxicological evaluation of chemicals from contaminated sites.  
Chemosphere 20 (1990), Nr. 1 - 2, S. 75 - 90
- 356 Filip, Z.**  
Abbau von Polyurethan durch Mikroorganismen - Abschätzung der Folgen im Grundwasserbereich  
Bundesgesundheitsbl. 33 (1990), Nr. 8, S. 323 - 328
- 357 Filip, Z.**  
Mikrobielle Ökologie des tiefen Untergrundes - ein neues Forschungsgebiet.  
Forum Städte-Hygiene 41 (1990), Mai/Juni, S. 161 - 163
- 358 Filip, Z.**  
Möglichkeiten zur Sanierung chemisch verunreinigter Standorte duch biologische Verfahren  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene 82, S. 227 - 231, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1990
- 359 Kampe, W., Leschber, R.**  
Occurence of organic pollutants in soil and plants after intensive sewage sludge application.  
In: Organic Contaminants in Waste Water, Sludge and Sediment - occurence, fate and disposal (Proc. of a Workshop held in Brussels, 26 - 27 Oct. 1988). London, Elsevier, 1989, S. 35 - 41

- 360 Kerndorff, H., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Struppe, T.**  
Vorkommen und Bedeutung halogenorganischer Verbindungen als Grundwasserkontaminanten aus Abfallablagerungen.  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene 82, S. 185 - 202, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1990
- 361 Kleine, W., Litz, N., Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
Strategie und bisherige Ergebnisse einer Beprobungsserie von Eigenwasserversorgungsanlagen auf PSM-Belastungen im Grundwasser.  
Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesell. 59, (1989), H. 11, S. 1079 - 1084
- 362 Leschber, R., Mergler-Völkl, R., Nерger, M.**  
Analyse von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen und deren Abbauprodukten.  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene 82, S. 113 - 119, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1990
- 363 Leschber, R.**  
Chemical contamination of sludges and soils.  
In: Treatment and Use of Organic Sludge and Liquid Agricultural Wastes. Concerted Action COST 681, Report of the Community - Cost Concertation Committee on 1986 - 1988 activities, Doc. SL/128/88-XII/21/88, S. 115 - 121, Brussels, Commission of the European Communities, 1989
- 364 Leschber, R.**  
Klärschlamm - Ist die landwirtschaftliche Verwertung auch künftig noch ein Entsorgungsweg?  
Abfallentsorgung Hessen - Standpunkte, Gegensätze, Perspektiven; Abfallwirtschaftl. Symposium. Teilpl. 1: Hausmüll und Abfälle der Kategorie I. Schriftenreihe WAR 44, S. 136 - 137, hrsg. v. Verein zur Förderung d. Inst. für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung u. Raumplanung d. Techn. Hochschule Darmstadt, 1990
- 365 Leschber, R.**  
Klärschlamm Entsorgung in Bayern: Expertenanhörung.  
Protokoll des Bayerischen Landtags. Gemeinschaftliche informatorische Sitzung nach § 42 der Geschäftsordnung am 15.06.1989 in München, 1989, S. 11 - 12, 16, 29 - 34, 52 - 53, 72 - 73, 81 - 82, 128 - 129
- 366 Leschber, R.**  
Organic contaminants: Present situation and future trends.  
Organic Contaminants in Waste Water, Sludge and Sediment, occurrence, fate and disposal (Proc. of a Workshop, held in Brussels, 26 - 27 Oct. 1988). London, Elsevier, 1989, S. 205 - 208

- 367 Leschber, R.**  
Organic substances in sewage sludges.  
Recycling International. Vol 2. (Proceedings of the 6th International Recycling Congress, 28 - 30. November 1989, Berlin), S. 785 - 792  
EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin 1989
- 368 Leschber, R., Mergler-Völkl, R., Zimmermann, U.**  
Organische Halogenverbindungen im Klärschlamm - Bedeutung für die landwirtschaftliche Schlammverwertung.  
Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (Aachen) 112 (1990), S. 551 - 579
- 369 Leschber, R.**  
Organische Stoffe in Klärschlämmen: Bewertung von Untersuchungsergebnissen.  
Recycling von Klärschlamm 2. Hrsg. v. U. Loll  
EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin 1989, (Technik, Wirtschaft, Umweltschutz), S. 91 - 101
- 370 Leschber, R., Mergler-Völkl, R., Neger, M.**  
Soil and groundwater contamination by low boiling chlorinated hydrocarbons in Berlin - formation of metabolites and their analytical determination.  
International Journal of Environmental Analytical Chemistry 39 (1990), Nr. 2, S. 159 - 164
- 371 Leschber, R.**  
Überlegungen zur Novellierung der Klärschlammverordnung  
Klärschlamm Entsorgung in der Region Mittlerer Oberrhein - Hearing 89 / Hrsg. Regionalverb. Mittler Oberrhein. Karlsruhe, 1989. Schriften zur Regionalplanung in der Region Mittlerer Oberrhein 77 (1989), S. 93 - 99
- 372 Milde, G., Müller-Wegener, U.**  
Pflanzenschutzmittelkontaminationen des Grundwassers in Trinkwassereinzugsgebieten - Konzept zur Sanierungs- u. Vorsorgestrategien  
Bundesgesundheitsbl. 33 (1990), 8, S. 345 - 350
- 373 Milde, G., Friesel, P., Kerndorff, H.**  
Wege zur Erfassung sanierungsbedürftiger Altlasten und Kriterien zur Festlegung von Sanierungszielen.  
In: Altlastensanierung aus der Sicht des Gewässerschutzes  
Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz 52 (1986), S. 7 - 45

- 374 Mühlhausen, D., Mlytz, H.**  
Bestimmung halogener Kohlenwasserstoffe (AOX, Einzelstoffe) in Gewässern.  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene 82, S. 121 - 131, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1990
- 375 Müller-Wegener, U., Ahlsdorf, B., Litz, N., Katona, B., Milde, G.**  
Verteilung halogener Pflanzenschutzmittel in Boden und Grundwasser.  
Schriftenr. d. Vereins f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene 82, S. 171 - 184, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1990
- 376 Renner, I., Mühlhausen, D.**  
Immissionsbelastungen - Konsequenzen für die Grundwasserqualität: Untersuchungen zu halogenorgan. Verbindungen hinsichtlich ihres Pfades vom Regenwasser in das Grundwasser.  
VDI-Berichte Nr. 745, (1989), S. 483 - 496
- 377 Renner, I., Mühlhausen, D., Schleyer, R.**  
Organische Schadstoffe in Niederschlags-, Sicker- und Quellwasser an der Hauptmeßstation Witzenhausen.  
Internationaler Kongreß Waldschadensforschung - Wissensstand und Perspektiven (02. - 06.10.1989, Friedrichshafen). Bd. II, S. 551
- 378 Schleyer, R., Renner, I., Mühlhausen, D.:**  
Atmosphärische organische Immissionsbelastungen - Konsequenzen für das Grundwasser.  
Tätigkeitsbericht d. Bundesgesundheitsamtes, S. 145 - 146  
MMV Medizin-Verlag München, 1990
- 379 Schleyer, R., Milde, G., Kerndorff, H., Arneth, J.-D.**  
Erkennung, Charakterisierung und Bewertung von Grundwasserbeeinflussungen durch Abfallablagerungen.  
ENVIRONTECH: Vienna 1989, 20 - 22. Febr. 1989, Bd. 2.3,  
Sonderabfall und Altlasten/Hrsg.: Umweltbundesamt Wien u. Internat. Ges. für Umweltschutz (IGU) Essen: Westarp. Wiss., 1989, S. 129 - 157
- 380 Smed-Hildmann, R., Filip, Z.**  
Humic substances formed by microorganisms from municipal refuse, landfill leakage water, and groundwater: similarities and differences.  
International Hydrological Programme (Proc. International Workshop on Impact of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water, Copenhagen, 15 - 19 August 1988). S. 77 - 78



- 381 Tarradellas, J., Muntau, H., Leschber, R.**  
Interlaboratory comparisons on the determination of PCBs as a model case for organic substances in sludges.  
Organic Contaminants in Waste Water, Sludge and Sediment, occurrence, fate and disposal (Proc. of a Workshop, held in Brussels, 26 - 27 Oct. 1988). London, Elsevier, 1989., S. 81 - 93
- 382 Bannick, C.G., Schmidt, R., Müller-Wegener, U.**  
Einfluß von Kunststoffen auf die Wiederfindung verschiedener Pflanzenschutzmittel während der Probenahme von Grundwasser und bei ihrer Lagerung.  
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 63 (1991), S. 83 - 86
- 383 Bannick, C.G., Ziechmann, W.**  
Huminstoffbildung während der Kompostierung.  
Zeitsch. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 154 (1991), S. 233 - 236
- 384 Claus, H., Filip, Z.**  
Phenoloxidierende und andere Enzyme als Mittel zur Umwandlung organischer Schadstoffe im Boden- und Grundwasserbereich.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 214 - 223
- 385 Dippell, G., Holleder, G., Filip, Z.**  
Resistenz autochthoner Mikroorganismen gegen grundwassergefährdende Chemikalien.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 204 - 213
- 386 Dizer, H.**  
Einfluß von anionischen Tensiden Natriumdodecylsulfat und Alkylbenzolsulfonat auf das Adsorptions- und Transportverhalten einiger enterotroper Viren im Boden unter Modellbedingungen.  
Zentralbl. f. Hygiene u. Umweltmedizin 190 (1990), S. 257 - 274
- 387 Filip, Z.**  
Aktuelle Ergebnisse aus der Umwelt-Biotechnologie.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 242 - 246
- 388 Filip, Z., Schmelz, P., Smed-Hildmann, R.**  
Bdellovibrio sp. - a predator under groundwater conditions: A short communication.  
Water Sci. a. Technol. 24 (1991), Nr. 2, S. 321 - 324

- 389 Filip, Z.**  
Biologische Verfahren.  
In: Atlanten: Erkennen, Bewerten, Sanieren. Hrsg. v. H.H. Weber  
Springer-Verlag, S. 300 - 328, Berlin, 1990
- 390 Filip, Z., Newman, R.H., Alberts, J.J.**  
Carbon-13 nuclear magnetic resonance characterization of humic substances  
associated with salt marsh environments.  
The Sci. of the Total Environment 101 (1991), S. 191 - 199
- 391 Filip, Z., Hofmann, R.**  
Einige mikrobiologische und andere analytische Laboruntersuchungen zur  
Beurteilung kontaminierten Bodens.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), N0. 4, S. 199 - 203
- 392 Filip, Z., Smed-Hildmann, R.**  
Huminstoffe im Grundwasser und ihre umwelthygienische Bedeutung.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 224 - 228
- 393 Filip, Z., Leschber, R.**  
Langener umweltmikrobiologische Forschungen.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 247 - 2250
- 394 Filip, Z.**  
Mineralöl und Mikroorganismen im Meerwasser.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 194 - 198
- 395 Filip, Z.**  
Neue und gentechnisch manipulierte Organismen - einige Grundsätze für ihre  
Einfuhr und Freisetzung in Neuseeland.  
Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 237 - 241
- 396 Hagendorf, U.**  
Auswirkungen von Undichtigkeiten in Kanalsystemen auf den Untergrund.  
Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz 94 81990), S. 73 - 91
- 397 Hagendorf, U., Krafft, H.**  
Gefährdung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle.  
EP-Spezial 1991, Nr. 5, S. 4 - 8

- 398 Kerndorff, H., Schleyer, R., Milde, G., Struppe, T.**  
 Charakterisierung und standardisierte Bewertung von Grundwasser-  
 beeinflussungen durch Sickerwässer aus Altablagerungen.  
 In: Handbuch der Altlastensanierung. Hrsg. v. V. Franzius, R. Stegmann u. K.  
 Wolf.  
 Loseblattsammlung, 8. Lfg. Kap. 4.1.5.3, 29 S., Verlag Decker, Heidelberg, 1991
- 399 Kerndorff, H., Schleyer, R., Milde, G.**  
 Methoden und Maßstäbe zur standardisierten Bewertung von Altstandorten hin-  
 sichtlich ihrer Grundwasserverunreinigungspotentiale.  
 Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, S. 145 - 155, E. Schmidt Verlag, Berlin,  
 1991
- 400 Kerndorff, H.**  
 Vorkommen, Bedeutung und Bestimmung von Bor.  
 In: Die Trinkwasserverordnung. Hrsg. v. K. Aurand, U. Hässelbarth, H. Lange-  
 Asschenfeldt, W. Steuer. 3., neubearb. Aufl. S. 374 - 382, E. Schmidt-Verlag,  
 Berlin, 1991
- 401 Leschber, R.**  
 Analyse von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen.  
 Tätigkeitsbericht d. Bundesgesundheitsamtes 1990, S. 145 - 146  
 MMV-Medizin-Verlag, München, 1991
- 402 Leschber, R.**  
 Organic substances in sewage sludges: State of the art.  
 In: Treatment and Use of Organic Sludge and Liquid Agricultural Wastes. Hrsg.  
 v. P. L'Hermite.  
 Elsevier, London, 1991, S. 132 - 140
- 403 Leschber, R.**  
 Organohalogen compounds in sewage sludges and their determination as  
 cumulative parameters.  
 Int. J. of Environm. Analyt. Chem. 44 (1991), S. 233 -241
- 404 Leschber, R.**  
 Probleme organischer Schadstoffe im Klärschlamm: Neue Ergebnisse und  
 Erkenntnisse.  
 Korrespondenz Abwasser 38 (1991), H. 6, S. 790, 799 - 801

- 405 Leschber, R., Pernak, K.-D., Zimmermann, U.**  
 Untersuchungen des Verhaltens anorganischer und organischer Stoffe bei konzentrierter Regenwasserversickerung.  
 Schriftenreihe "Stadtentwässerung und Gewässerschutz" 4, S. 169 - 188, SuG-Verlagsges., Hannover, 1991
- 406 Milde, G., Schleyer, R., Kerndorff, H., Voigt, J.-J.**  
 Zur Bewertung hydrogeologischer Barrieren - welche Möglichkeiten bietet der GroBraun Berlin?  
 In: Deponie: Ablagerung von Abfällen/ Hrsg. K.J. Thomé-Kozmiensky, D. Lante, Bd. 4, S. 125 - 151.  
 EF-Verlag f. Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1990
- 407 Mühlhausen, D.**  
 Stoß- und Dauerbelastung bei der Uferfiltration.  
 Tätigkeitsbericht d. Bundesgesundheitsamtes 1990, S. 146  
 MMV Medizin-Verlag, München, 1991
- 408 Müller-Wegener, U., Milde, G.**  
 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel im Grundwasser.  
 In: Die Trinkwasserverordnung. Hrsg. v. K. Aurand, U. Hässelbarth, H. Lange-Asschenfeldt, W. Steuer. 3., neubearb. Aufl.  
 E. Schmidt Verlag, Berlin, 1991, S. 310 - 317
- 409 Nerger, M., Roßkamp, E.**  
 Zum Vorkommen von Vinylchlorid in Grund- und Trinkwasser.  
 In: Die Trinkwasserverordnung. Hrsg. v. K. Aurand, U. Hässelbarth, H. Lange-Asschenfeldt, W. Steuer. 3., neubearb. Aufl.  
 E. Schmidt Verlag, Berlin, 1991, S. 298 - 301
- 410 Renner, I., Schleyer, R., Mühlhausen, D.**  
 Gefährdung der Grundwasserqualität durch anthropogene organische Luftverunreinigungen.  
 In: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden : Einträge, Bewertung, Regelungen. VDI-Berichte 837, S. 705 - 727, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1990
- 411 Rötlich, H., Claus, H., Filip, Z.**  
 Überlebensdauer einiger gentechnisch veränderter Bakterien in Grundwasser und Boden.  
 Forum Städte-Hygiene 42 (1991), Nr. 4, S. 229 - 236

- 412 Schleyer, R., Milde, G., Milde, K.**  
Development of aquifer protection policy in Germany.  
In: Groundwater pollution and aquifer protection in Europe. Proc. Annual Symposium 1991, 8.-9. Oct. 1991, Paris.  
Verlag Graphic House, London, 1991, 16 S.
- 413 Schleyer, R.**  
Influence of the deposition of anthropogenic organic substances from the atmosphere on ground-water quality.  
In: Ground-Water. Proc. of the Internat. Symposium, 29. July - 2. Aug. 1991, Nashville, Tennessee. Hrsg. v. G.P. Lennon.  
American Soc. of Civil Engineers, New York, 1991, S. 293 - 298
- 414 Schleyer, R., Kerndorff, H.**  
Standardisierte Bewertung von durch Abfallablagerungen verursachten Grundwasserkontaminationen.  
In: Workshop Umweltinformatik 1990 : Tagungsband. Teil 1/ Hrsg. v. O. Günther, H. Kuhn, R. Maer-Föll, F.J. Rademacher.  
Forschungsinstit. f. anwendungsorientierte Wissensverarbeitung a.d. Univ. Ulm, 1990, S. 279 - 290
- 415 Schleyer, R., Milde, G.**  
Zur Bewertung luftbürtiger Grundwasserqualitätsbeeinflussungen.  
In: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden : Einträge, Bewertung, Regelungen. VDI-Berichte 837, S. 663 - 684, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1990
- 416 Schleyer, R. Milde, G.**  
Zur Einrichtung von Trinkwasserschutzgebieten (Grundwasser)  
In: Die Trinkwasserverordnung. Hrsg. v. K. Aurand, U. Hässelbarth, H. Lange-Asschenfeldt, W. Steuer. 3., Neubearb. Aufl.  
E. Schmidt Verlag, Berlin, 1991, S. 541 - 571
- 417 Schmidt, R., Bannick, C.G., Müller-Wegener, U.**  
Einfluß von Filtermaterialien auf die Wiederfindung verschiedener Pflanzenschutzmittel während der Probenaufbereitung.  
Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 63 (1991), S. 149 - 152
- 418 Alberts, J.J., Filip, Z., Price, M.T., Hedges, J.I., Jacobsen, T.R.**  
CuO-oxidation products, acid hydrolyzable monosaccharides and amino acids of humic substances occurring in a salt marsh estuary.  
Organic Geochemistry 18 (1992), Nr. 2, S. 171 - 180

- 419 Bannick, C.G., Schmidt, R., Müller-Wegener, U.**  
Variabilität von Pflanzenschutzmitteluntersuchungen im Boden auf drei ackerbaulich genutzten Podsolen in Schleswig-Holstein.  
Mitt. a. d. Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem 283 (1992), S. 95. 48. Deutsche Pflanzenschutz-Tagung. Verlag Parey, Berlin
- 420 Claus, H., Rötlich, H., Filip, Z.**  
DNA fingerprints of *Pseudomonas* spp. using rotating field electrophoresis.  
Microbial Releases 1992, No. 1, S. 11 -16
- 421 Filip, Z., Smed-Hildmann, R.**  
Does fossil plant material release humic substances into groundwater?  
The Sci. of the Total Environment 117/118 (1992), S. 313 - 324
- 422 Filip, Z., Alberts, J.J.**  
Humic substances and some microbial analogs from two thermal sites in Iceland.  
The Sci. of the Total Environment 117/118 (1992), S. 227 - 239
- 423 Hagendorf, U., Krafft, H.**  
Gefährdung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle.  
Schriftenreihe WAR 60 (1992), S. 7 - 26. Hrsg. v. Verein zur Förderung d. Inst. für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung u. Raumplanung d. Techn. Hochschule Darmstadt (WAR)
- 424 Kerndorff, H., Schleyer, R., Milde, G., Plumb, R.H.**  
Geochemistry of groundwater pollutants at German waste disposal sites.  
In: Groundwater contamination and analysis at hazardous waste sites. Hrsg. v. S. Lesage, Jackson, R.E. Verlag Dekker, New York, 1992, S. 245 - 271
- 425 Leschber, R.**  
Auslaugung von Asche aus der Abfallverbrennung.  
In: Müllverbrennung und Umwelt. 2, S. 371 - 403. Hrsg. v. K.J. Thomé-Kozmiensky. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1991
- 426 Leschber, R.**  
Bedeutung der organischen Schadstoffe für die Verwertbarkeit von Klärschlamm.  
In: Klärschlamm Entsorgung 1. - Daten, Dioxine, Entwässerung, Verwertung, Entsorgungsvorschläge. Hrsg. v. VDI-Bildungswerk, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1991, S. 289 - 300

- 427 Leschber, R.**  
 Bodenschutz in Deutschland: Entwicklung, Erfahrungen u. Ergebnisse.  
 In: Umweltschutz in Ostmitteleuropa, wie? : Materialien z. Symposium Abfall und Wirtschaft, Wasser, Luft und Boden, 16. - 18. Sept. 1992, Budapest.  
 Gutke-Verlag, Köln, 1992, S. 185 - 198
- 428 Leschber, R.**  
 Entwicklung des Bodenschutzes in Deutschland.  
 Korrespondenz Abwasser 39 (1992), H. 10, S. 1472 - 1478
- 429 Leschber, R., Litz, N.**  
 Klärschlammverwertung und -beseitigung im Licht der Klärschlammbelastung mit organischen Schadstoffen.  
 In: Verfahrenstechnik der mechanischen, thermischen, chemischen und biologischen Abwasserbehandlung. 2. GVC-Kongreß, 19.-21. Okt. 1992, Würzburg.  
 Hrsg. v. d. VDI-Ges. Verfahrenstechnik u. Chemieingenieurwesen. Bd. 2, S. 477 - 482, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1992
- 430 Leschber, R.**  
 Organohalogen compounds in sewage sludges and their determination as cumulative parameters.  
 In: Effects of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals. Proc. of a Seminar, held at Braunschweig, 6.-8. June 1990. Hrsg. v. J.E. Hall, D.R. Sauerbeck, P. l'Hermite. Commission of the European Communities, Brüssel, 1992, S. 45 - 53
- 431 Leschber, R., Pernak, K.-D.**  
 Untersuchung anorganischer und organischer Stoffe bei der Regenwasserversickerung.  
 Tätigkeitsbericht d. Bundesgesundheitsamtes 1991, S. 172 - 173  
 MMV Medizin-Verlag, München, 1992
- 432 Leschber, R., Litz, N.**  
 Verunreinigung von Klärschlämmen durch organische Stoffe.  
 In: Recycling von Klärschlamm 3. Klärschlamm aufbereitung und -behandlung.  
 Hrsg. v. U. Loll. EF-Verlag für Energie- u. Umwelttechnik, Berlin, 1992, S. 41 - 50
- 433 Leschber, R., Davis, R.D.**  
 Working party. 2. Chemical contamination of sludges and soils.  
 In: Treatment and use of seage sludge and liquid agricultural wastes: Review of COST 68/681 Programme, 1972-90. Hrsg. v. J.E. Hall, P.J. Newman, P. l'Hermite. Commission of the European Communities, Brüssel, 1992, S. 71 - 109

- 434 Litz, N.**  
Zur Kenntnis der Belastungssituation durch Herbizide im Bereich ehemaliger  
Grenzstreifen.  
Nachrichtenbl. d. deutschen Pflanzenschutzdienstes 43 (1991), 12, S. 257 - 261
- 435 Müller-Wegener, U., Kleine, W., Kaschanian, B.**  
Umweltverhalten von Pflanzenschutzmitteln.  
Mitt. a. d. Biologischen Bundesanstalt f. Land- u. Forstwirtschaft Berlin-Dahlem  
283, (1992), S. 118, 48. Deutsche Pflanzenschutz-Tagung, Verlag Parey, Berlin
- 436 Pernak, K.-D., Leschber, R.**  
Tiefenverteilung persistenter Schadstoffe im Sediment einer Regenwasserver-  
sickerungsanlage.  
Vom Wasser 79 (1992), S. 501 - 509
- 437 Sauerbeck, D.R., Leschber, R.**  
German proposals for acceptable contents of inorganic and organic pollutants in  
sewage sludges and sludge-amended soils.  
In: Effects of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and  
animals. Proc. of a seminar, held at Braunschweig, 6.-8. June 1990. Hrsg. v. J.E.  
Hall, D.R. Sauerbeck, P. l'Hermite. Commission of the European Communities,  
Brüssel, 1992, S. 3 - 13
- 438 Schleyer, R., Kerndorff, H., Milde, G.**  
Detection and evaluation of groundwater contamination caused by waste sites.  
In: Groundwater contamination and analysis at hazardous waste sites. Hrsg. v. S.  
Lesage, R.E. Jackson, Verlag Dekker, New York, 1992, S. 273 - 291
- 439 Schleyer, R.**  
Gefährdung der Grundwasserqualität durch Deposition atmosphärischer organi-  
scher Schadstoffe.  
DVGW-Schriftenreihe Wasser 73 (1992), S. 75 - 90
- 440 Schleyer, R., Milde, G.**  
Groundwater protection in Germany : Wellhead protection areas maintain  
natural quality.  
Pollution Prevention 2 (1992), 4, S. 41 - 46
- 441 Schleyer, R., Hammer, J.**  
Luftgetragene Immissionsbelastungen - Konsequenzen für die Grundwasser-  
qualität.  
Wasser-Abwasser-Praxis 1 (1992), Nr. 4, S. 202 - 207



- 442 Schleyer, R., Kerndorff, H.**  
Standardisierte Bewertung von durch Abfallablagerungen verursachten Grundwasserkontaminationen.  
Informatik-Fachberichte 301 (1992), S. 235 - 250, Springer-Verlag, Berlin
- 443 Schleyer, R., Milde, G., Milde, K.**  
Wellhead protection zones in Germany : Delineation, research and management.  
Water a. Environmental Management 6 (1992), 3, S. 303 - 310

## **Autorenverzeichnis**

Ahlsdorf, B., Dr.

LUFA-ITL der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein,  
Gutenbergstr. 75 - 77, 24116 Kiel

Brill, V., Dr.

Geologisches Landesamt Kiel, Mercatorstr. 7, 24106 Kiel

Dieter, H.H., Dr.

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Dippel, G., Dipl.-Biologe

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, 63225 Langen

Ehrig, Ch., Dr.

Bezirksamt Steglitz von Berlin, Abt. Gesundheit und Umweltschutz  
Umweltamt, Schloßstr. 80, 12154 Berlin

Filip, Z., Prof. Dr.

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, 63225 Langen

Friesel, P., Dr.

Amt für Umweltuntersuchungen der Umweltbehörde Hamburg,  
Gazellenkamp 38, 22529 Hamburg

Hagendorf, U., Dr.

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, 63225 Langen

Hofmann, R., Dr.

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, 63225 Langen

Holleder, G., Dipl.-Ing.

Technische Universität Hamburg Harburg, Arbeitsbereich 103,  
Eißendorferstr. 40, Hamburg

Kaschanian, B., Dr.

Landesamt für Umwelt und Geologie, Heilsbrückerstr. 31 a, 09599 Freiberg/Sachsen

Kerndorff, H., Dr.  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Kleine, W., Dr.  
Gothaer Gesellschaft für Umwelttechnik mbH, Herwarthstr. 1, 50672 Köln

Leschber, R., Dr.-Ing.  
Baumläuferweg 6, 12351 Berlin

Milde, G. Prof. Dr.  
Berliner Str. 95, 14169 Berlin

Müller-Wegener, U., Prof. Dr.  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Pernak, K.-D., Dipl.-Chem.  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Ripper, J.  
Ernst-Reuter Str. 9, 64154 Reinheim

Schleyer, R., Dr.  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Außenstelle Langen, Paul-Ehrlich-Str. 29, 63225 Langen

Schmidt, R., Lebensmittelchemiker  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Versuchsfeld für spezielle Fragen der Umwelthygiene, Schichauweg 58, 12307 Berlin

Sievers, S., Dr.  
Amt für Umweltuntersuchungen der Umweltbehörde Hamburg,  
Gazellenkamp 38, 22529 Hamburg

Zimmermann, U., Dipl.-Ing.  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,  
Corrensplatz 1, 14195 Berlin

**Schriftenreihe des Vereins für  
Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V.**

Nr. 1*:	Stooff: Chemische und physikalisch-chemische Fragen der Wasserversorgung	
Nr. 2*:	Meinck: Englisch-deutsche und deutsch-englische Fachausdrücke aus dem Gebiete der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung	
Nr. 3*:	Kisker: Die Überwachung der Grundstückskläranlagen	
Nr. 4*:	Kolkwitz: Ökologie der Saprobien	
Nr. 5*:	Beger: Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie	
Nr. 6*:	Meinck/Stooff/Weldert/Kohlschütter: Industrie-Abwässer	
Nr. 7*:	Lüdemann: Die Giftwirkung des Mangans auf Fische, Krebse und Fischnährtiere	
Nr. 8:	Büsscher: Untersuchungen über den Aufwuchs in Wasserbecken und seine Bekämpfung mit Kupfersulfat .....	2,60 DM
Nr. 9:	Meinck/Thomaschk: Untersuchungen über den anaeroben Abbau von Viskoseschlamm .....	4,40 DM
Nr. 10:	Beyreis/Heller/Bursche: Beiträge zur Außenlufthygiene .....	9,60 DM
Nr. 11:	Steinkohlenflugasche .....	15,00 DM
Nr. 12*:	Bethge/Löbner/Nehls/Kettner/Lahmann: Außenlufthygiene. 1. Folge	
Nr. 13*:	Bethge/Büsscher/Zinkernagel/Löbner: Außenlufthygiene. 2. Folge	
Nr. 14a*:	Kruse: Einheitliche Anforderungen an die Trinkwasserbeschaffenheit und Untersuchungsverfahren in Europa	
Nr. 14b:	Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa	8,60 DM
Nr. 15:	Löbner: Ergebnisse von Staubbiederschlagsmessungen an verschiedenen Orten Deutschlands	2,00 DM
Nr. 16:	Naumann/Heller: Probleme der Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Mineralöle und Detergentien. Luftverunreinigung und Abhilfemaßnahmen .....	2,50 DM
Nr. 17:	Aurand/Delius/Schmier: Bestimmung der mit Niederschlag und Staub dem Boden zugeführten Radioaktivität (Tropfsammelverfahren) .....	4,00 DM

Nr. 18*:	Naumann: 60 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	
Nr. 19:	Abhandlungen aus dem Arbeitsgebiet des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene .....	17,60 DM
Nr. 20:	Sattelmacher: Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser .....	4,80 DM
Nr. 21:	Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1963 in Berlin .....	4,80 DM
Nr. 22:	Langer/Kettner: Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1964 in Köln	5,10 DM
Nr. 23:	Lahmann: Luftverunreinigung in den Vereinigten Staaten von Amerika .....	5,60 DM
Nr. 24*:	Mauch: Bestimmungsliteratur für Wasserorganismen in mitteleuropäischen Gebieten	
Nr. 25:	Lahmann/Morgenstern/Grupinski: Schwefeldioxid-Immissionen im Raum Mannheim/Ludwigshafen .....	6,80 DM
Nr. 26:	Kempff/Lüdemann/Pflaum: Verschmutzung der Gewässer durch motorischen Betrieb, insbesondere durch Außenbordmotoren .....	8,50 DM
Nr. 27:	Neuzeitliche Wasser-, Boden- und Lufthygiene .....	10,80 DM
Nr. 28:	Lahmann: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr .....	13,40 DM
Nr. 29:	Heller/Kettner: Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubbiederschlägen .....	11,60 DM
Nr. 30:	Meteorologie und Lufthygiene .....	19,80 DM
Nr. 31*:	Die Desinfektion von Trinkwasser	
Nr. 32*:	Rattenbiologie und Rattenbekämpfung	
Nr. 33:	Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene .....	30,80 DM
Nr. 34*:	Gewässer und Pestizide. 1. Fachgespräch	
Nr. 35:	Kettner: Geruchsbelästigende Stoffe .....	15,00 DM
Nr. 36:	Durchlässigkeit von Lockersedimenten — Methodik und Kritik .....	9,20 DM
Nr. 37*:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 2. Fachgespräch	
Nr. 38*:	Umweltschutz und öffentlicher Gesundheitsdienst	
Nr. 39:	Schadstoff-Normierung der Außenluft in der Sowjetunion — MIK-Werte und Schutzzonen 1972 .....	4,60 DM
Nr. 40:	Hygienisch-toxikologische Bewertung von Trinkwasserinhaltsstoffen .....	21,50 DM

Nr. 41:	Lufthygiene 1974 .....	26,00 DM
Nr. 42:	Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland .....	70,00 DM
Nr. 43*:	Schwimmbadhygiene (vgl. Nr. 58)	
Nr. 44:	Zur Diskussion über das Abwasserabgabengesetz .....	18,00 DM
Nr. 45:	Siedlungshygiene und Stadtplanung .....	31,00 DM
Nr. 46:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 3. Fachgespräch	32,00 DM
Nr. 47:	Dulson: Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft .....	28,00 DM
Nr. 48:	Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate .....	35,50 DM
Nr. 49*:	Lahmann/Prescher: Luftverunreinigungen in der Umgebung von Flughäfen	
Nr. 50:	Oetting: Hydrogeochemische Laboruntersuchungen an Bergmaterialien und einer Hochofenschlacke .....	43,20 DM
Nr. 51:	Gewässer und Pflanzenbehandlungsmittel IV. 4. Fachgespräch .....	28,50 DM
Nr. 52:	Aktuelle Fragen der Umwelthygiene .....	65,00 DM
Nr. 53*:	Luftqualität in Innenräumen	
Nr. 54:	Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte (Kolkwitz-Symposium) .....	12,50 DM
Nr. 55:	Atri: Schwermetalle und Wasserpflanzen .....	29,00 DM
Nr. 56:	Zellstoffabwasser und Umwelt .....	48,00 DM
Nr. 57*:	Gewässerschutz — Abwassergrenzwerte, Bioteste, Maßnahmen	
Nr. 58:	Schwimmbadhygiene II .....	33,00 DM
Nr. 59:	Lufthygiene 1984 .....	48,00 DM
Nr. 60*:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt I	
Nr. 61:	Figge/Klahn/Koch: Chemische Stoffe in Ökosystemen	48,00 DM
Nr. 62:	Chemical Water and Wastewater Treatment .....	60,00 DM
Nr. 63:	Humanökologie — Umwelt-, Innenraum- und Siedlungshygiene .....	38,00 DM
Nr. 64:	Boden- und Grundwasserschutz .....	46,00 DM
Nr. 65:	Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler .....	78,00 DM
Nr. 66:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt II .....	65,00 DM
Nr. 67:	Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge .....	48,00 DM
Nr. 68*:	Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel	
Nr. 69:	Smogepisoden .....	58,00 DM

Nr. 70:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt IV ....	76,00 DM
Nr. 71:	Haaranalyse in der Medizin und Umwelt .....	48,00 DM
Nr. 72:	Legionellen .....	40,00 DM
Nr. 73:	Atri: Nickel — Elemente in der aquatischen Umwelt I ..	54,00 DM
Nr. 74:	Schwermetalle in der Umwelt .....	54,00 DM
Nr. 75:	Atri: Arsen — Elemente in der aquatischen Umwelt II ..	44,00 DM
Nr. 76:	Grenzwerte und Risikobetrachtungen in der Umwelthygiene .....	34,00 DM
Nr. 77:	Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung (noch nicht erschienen) ..... ca.	40,00 DM
Nr. 78:	Viren und Plasmide in der Umwelt .....	58,00 DM
Nr. 79:	Pflanzenschutzmittel und Grundwasser .....	78,00 DM
Nr. 80:	Biotechnologische In-situ-Sanierung kontaminierter Standorte .....	58,00 DM
Nr. 81:	Zusatzstoffe für Trinkwasser .....	48,00 DM
Nr. 82:	Halogenkohlenwasserstoffe in Wasser und Boden .....	46,00 DM
Nr. 83:	Bartel/Bartocha/Grohmann/Seidel: Warmsprudelbecken .....	56,00 DM
Nr. 84:	Nerger: Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe .....	45,00 DM
Nr. 85:	Marschner: Phytotoxizitätsuntersuchungen an Wildkräutern und einer Kulturpflanze (1992) .....	46,00 DM
Nr. 86:	Atri/Mezger: Zink — Elemente in der aquatischen Umwelt III (1992) .....	50,00 DM
Nr. 87:	Hazard: Information und Beteiligung bei Gesundheitsrisiken am Beispiel eines Radonmeßprogramms (1993)	35,00 DM
Nr. 88:	Lärm und Krankheit · Noise and Disease (1993) .....	70,00 DM
Nr. 89:	Biologische Testverfahren (1993) .....	82,00 DM
Nr. 90:	Boden- und Grundwasserverunreinigungen aus Punkt- und Flächenquellen (1993) .....	40,00 DM
Nr. 91:	Legionellen II (1993) .....	42,00 DM

Die genannten Veröffentlichungen können beim Gustav Fischer Verlag, Postfach 72 01 43, D-7000 Stuttgart 70, bestellt werden. Vereinsmitglieder können die Veröffentlichungen beim Verein zu Vorzugspreisen erwerben.

Mit \* gekennzeichnete Nummern sind vergriffen.

Der gemeinnützige Verein fördert insbesondere die wissenschaftlichen Arbeiten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.

Wer an Informationen über den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. interessiert ist oder Mitglied dieses Vereins werden möchte, wende sich bitte direkt an den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V., Postfach 31 14 20, 10644 Berlin, Telefon (030) 2706 57 46.



