

Dimensionierung wasserwirtschaftlicher Vorranggebiete in Kies-Grundwasserleitern unter Berücksichtigung von Schadstofftransport

Günter Schuler, Josef Eberl, Stefan Martens

Kurzfassung

Die Dimensionierung realisierbarer wasserwirtschaftlicher Vorranggebiete als Instrument des vorbeugenden Trinkwasserschutzes in der Regionalplanung bereitet in Kies-Grundwasserleitern mit ausgedehnten Einzugsgebieten und hohen Strömungsgeschwindigkeiten oftmals Schwierigkeiten. Es wird ein Vorschlag für eine praktikable oberstromige Abgrenzung in Abhängigkeit von der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, der Abstandsgeschwindigkeit, der Grundwasserneubildung und der spezifischen Oberfläche der Sedimente solcher Aquifere unter Berücksichtigung von Transport, Rückhaltung und Abbau häufig im Grundwasser vorkommender Schadstoffe unterbreitet. Die Möglichkeit einer Anwendung des Verfahrens auch zur Abschätzung der oberstromigen Grenze der weiteren Schutzzone III bzw. III B von Trinkwasserschutzgebieten in solchen Fällen wird zur Diskussion gestellt.

Abstract

Delineation of priority areas for management of groundwater resources in gravel aquifers with respect to transport of contaminants

Delineating of areas surrounding designated drinking water protection zones provides an administrative tool for preventing groundwater contamination. This delineation can be difficult for gravel aquifers due to their extended catchment areas and high groundwater flow velocities. A practical approach is proposed based on a combined consideration of aquifer characteristics such as surficial cover, recharge rate, surface area, groundwater flow velocity and those for common contaminants (transport, sorption and degradation behaviours). The possibility of applying this method to delimit the broader III and III B protection zones is also suggested.

Wasserwirtschaftliche Vorrang- und Vorbehaltsgebiete – ein Instrument der Regionalplanung

Die Ausweisung von wasserwirtschaftlichen Vorrang- und Vorbehaltsgebieten ist ein Instrument der Regionalplanung zur Erhaltung und Sicherung des Trinkwasserschutzes. Durch Wasserschutzgebiete werden bislang Bereiche des Grundwassereinzugsgebietes gesichert, die hinsichtlich Schadstoffeintrag und Verletzbarkeit der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung besonders empfindlich sind. Vorranggebiete sollen in der Regionalplanung dazu dienen, dass bei bestehenden Gewinnungsanlagen in den nicht durch ein Schutzgebiet gesicherten Bereichen des Einzugsgebietes und auch in künftig zur Nutzung vorgesehenen Vorbehaltsgebieten schwerwiegende Risikopotenziale, insbesondere erhebliche Minderungen der Schutzfunktion durch Bodeneingriffe und bedeutende Emissionsquellen für wassergefährdende Substanzen vorausschauend vermieden werden (vorbeugender Grundwasserschutz).

Rechtliche Grundlage von Vorrang- und Vorbehaltsgebieten ist das zum 01.01.1998 in Kraft getretene Raumordnungsgesetz des Bundes (ROG). Auch im Hinblick auf die EU-Wasserrahmen-

Prof. Dr. G. Schuler, Dipl. Geol. J. Eberl, Dipl. Geol. S. Martens, Geotechnisches Büro Prof. Dr. Schuler und Dr.-Ing. Gödecke, Salzmannstr. 29/1, 86163 Augsburg, Telefon: +49 821 267-280, Telefax: +49 821-267-2829, E-Mail: sekretariat@geotechnisches-buero.de

Eingang des Beitrages: 29.04.2005

Eingang des überarbeiteten Beitrages: 12.04.2006

richtlinie (WRRL) kommt der Ausweisung wasserwirtschaftlicher Vorranggebiete Bedeutung zu, zumal die Zielsetzung eines guten Zustandes der Gewässer bis zum Jahr 2015 in vielen Fällen, insbesondere in Kies-Grundwasserleitern mit ungünstigen hydrogeologischen Verhältnissen nur schwer, bzw. nur mit besonderen Anstrengungen und Maßnahmen, zu erreichen sein wird.

Abgrenzung von Vorranggebieten und Problematik

Gemäß der Arbeitshilfe „Wasserwirtschaftliche Vorrang- und Vorbehaltsgebiete zur Sicherung der öffentlichen Trinkwasserversorgung in der Regionalplanung“ des BAYER. LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT vom Juli 1999 kann auf eine planungsrechtliche Sicherung durch ein Vorrang- oder Vorbehaltsgebiet dann verzichtet werden, wenn

- bei sehr günstigen Untergrundverhältnissen selbst bei größeren Eingriffen in den Untergrund noch eine ausreichende Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung verbleibt.
- bei mittlerer bis günstiger Untergrundbeschaffenheit und fassungsferner Lage der konkurrierenden Nutzung nach Eingriffen in die Überdeckung bei günstigen Aquiferbedingungen noch ausreichend Reaktionsraum und -zeit für hydraulische Vorgänge gegeben sind, die Sorption, Abbau und Verdünnung von Kontaminationen ermöglichen.
- bei ungünstigen Untergrundverhältnissen in sehr großen Einzugsgebieten Bereiche ausgeschieden werden können, in denen aufgrund der hydraulischen Gegebenheiten dauerhaft von einer nur geringen Zuspiesungsmöglichkeit ausgegangen werden kann.

Abgesehen von der grundsätzlichen Berücksichtigung der hydrogeologischen Verhältnisse und hydraulischen Parameter, insbesondere der Abgrenzung des Einzugsgebietes der Fassungsanlage einer öffentlichen Trinkwassergewinnung und seiner Berandung, wird in der Arbeitshilfe des Bayer. Landesamtes folgende Vorgehensweise bei der Abgrenzung von Vorranggebieten, welche Aquiferbereiche stets außerhalb von Schutzgebieten umfassen, empfohlen:

- Für die Grundwasserüberdeckung im Einzugsgebiet wird – nach Abzug realistischer möglicher Eingriffstiefen – die Schutzfunktion mit dem Punktzahlverfahren nach HÖLTING et al. (1995) ermittelt. Bereiche, in denen die Gesamtschutzfunktion als hoch (entsprechend über 2.000 Punkten bzw. einer Mindestverweildauer von über 10 Jahren) zu bewerten ist, fallen nicht in das Vorranggebiet.
- Falls eine hohe Schutzfunktion der Überdeckung nicht erreicht wird und zusätzlich eine Verweildauer im Aquifer mit angesetzt werden muss, dient als Bezugsbasis ebenfalls eine hohe Gesamtschutzfunktion nach dem HÖLTING-Verfahren, wobei jedoch wegen der vergleichsweise geringeren Eliminationsleistung des Aquifers der obere Wert der Verweildauer für hohe Schutzfunktion, also eine Gesamtverweildauer in der Überdeckung und im Aquifer von mind. 25 Jahren anzusetzen ist. In diesem Zusammenhang wird in der Arbeitshilfe auch auf die Bedeutung der spezifischen Oberfläche der Aquifersedimente für das Rückhalte- und Reinigungsvermögen mit Bezugnahme auf REHSE (1977) hingewiesen.

Während die Abgrenzung von Vorranggebieten nach dieser Richtlinie in feinkörnigeren Porengrundwasserleitern mit Ab-

standsgeschwindigkeiten bis zu ca. 0,5 m/d, abgeschätzt mittels hydraulischer Leitfähigkeit, effektivem Porenvolumen und hydraulischem Gefälle, selbst bei ungünstiger Beschaffenheit der Grundwasserüberdeckung zu einer umsetzbar begrenzten Ausdehnung des Vorranggebietes führt, trifft dies für ausgedehnte grobkörnige Grundwasserleiter mit hoher Strömungsgeschwindigkeit häufig nicht zu. Beispielsweise ergäbe sich selbst bei einer mittleren Gesamtschutzfunktion der Überdeckung nach HÖLTING et al. (1995) für einen Kiesaquifer mit einer Abstandsgeschwindigkeit von 5 m/d bereits ein erforderlicher Abstand der Vorranggebietsgrenze oberstromig der Fassungsanlage von rund 35 km (!). Eine Festlegung der oberstromigen Grenze nach dem Kriterium „dauerhaft geringer Zuspiesungsmöglichkeit“ dürfte in vielen Fällen nicht, und wenn, dann häufig nicht nach objektiv begründbaren Kriterien möglich sein. Es stellt sich deshalb die Frage nach einem ohne unverhältnismäßig hohen Aufwand zu erarbeitendem, nachvollziehbarem Kriterium in solchen Fällen.

Transportverzögerung, Rückhaltung und Abbau von Schadstoffen in Grundwasserleitern

Abgesehen von speziellen lokal begrenzten Schadensfällen und einem flächigen Eintrag von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln durch landwirtschaftliche Nutzung, bilden in der Regel, neben den Schwermetallen, vor allem Arsen und organische Schadstoffe, insbesondere PAK, BTEX und LCKW die Hauptkontaminanten im Grundwasser. Transport, Rückhaltung und Eliminierung von Schadstoffen in Grundwasserleitern hängen neben den hydraulischen Aquiferbedingungen wie Kornverteilung, spez. Oberfläche, effektives Porenvolumen (n_e), Abstandsgeschwindigkeit (v_a) und Grundwassermächtigkeit im Wesentlichen von der Mobilität bzw. der Sorptionsfähigkeit sowie dem biologischen Abbaupotenzial der Schadstoffe ab. Mobilität und Sorption sind hauptsächlich von Bindungsform, Konzentration, Wasserlöslichkeit, Diffusion und hydrodynamischer Dispersion, vom pH-Wert und Redoxpotenzial (E_H), vom Gehalt an organischem Kohlenstoff (f_{oc}), Tonmineralen und sonstigen Sorbenten sowie von der Anwesenheit von Komplexbildnern und Lösungsvermittlern abhängig; für den Abbau von organischen Schadstoffen sind zudem die Anwesenheit von Mikroorganismen und die Verfügbarkeit von Nährstoffen entscheidend. Die Wechselbeziehungen zwischen der Aquifermatrix und den gelösten Schadstoffen bewirken eine Verringerung von Schadstoffkonzentrationen mit zunehmendem Fließweg und eine Verlangsamung des Schadstofftransportes (Retardation R_d) gegenüber der Grundwasserfließgeschwindigkeit (RÜGNER 1998). Eine effektive Abnahme des Massentransportes erfolgt jedoch nur durch irreversible Sorption und/oder irreversible chemische Reaktionen sowie durch biologischen Abbau. Die hydrodynamische Dispersion bewirkt eine Änderung der räumlichen und zeitlichen Schadstoffverteilung auf dem Transportweg, nicht jedoch eine Abnahme der mittleren Transportgeschwindigkeit. Reversible Sorption verursacht eine Verlangsamung des Schadstofftransportes, jedoch keine Reduzierung der Transportmasse. Den Schwerpunkt der nachfolgenden, kurz gefassten, die physikalisch-chemischen Grundlagen nur sehr verkürzt berücksichtigenden Ausführungen bilden Ausbreitungspotenzial und

Transport der Hauptkontaminanten im Grundwasser, gemäß der Thematik mit Beispielen vorwiegend von Kies-Grundwasserleitern.

Schwermetalle und Arsen

Die Mobilität von Schwermetallen hängt, neben der Zusammensetzung der Aquifermatrix, von ihrer Bindungsform und den hydrochemischen Verhältnissen im Grundwasserleiter, hauptsächlich von den pH- und Redoxverhältnissen ab. Im sauren Milieu (Cadmium bereits ab $\text{pH} < 6,5$) sind die Schwermetalle überwiegend leicht löslich und bilden bei höheren pH-Werten schwer lösliche Hydroxide oder Salze. Schwermetalle mit amphoteren Eigenschaften gehen jedoch bei weiterer Alkalisierung (pH etwa > 9) unter Bildung von Komplexverbindungen wieder in Lösung (HÖLTING & COLDEWEY 2005). Oxide von Schwermetallen werden bei Wechsel zu reduzierendem Milieu gelöst und die Schwermetalle dadurch mobiler. Bei Anwesenheit von Sulfid-Ionen können im oxidierenden Milieu wasserlösliche, mobile Schwermetallsulfate gebildet werden, während unter reduzierenden Bedingungen eine Ausfällung freigesetzter Schwermetalle als Sulfide erfolgen kann. Auch die vom Redoxpotenzial abhängige Oxidationsstufe von Schwermetallen wirkt sich auf die Mobilität aus; z. B. sind toxische Verbindungen des sechswertigen Chrom (Chromat) gut wasserlöslich und, aufgrund abnehmender Sorption mit steigendem pH-Wert, im pH-Bereich 7–9 natürlicher Grundwässer als Hydroxo- und Oxokomplexe mobil (DVWK 1998). Eine Erhöhung der Mobilität bzw. Remobilisierbarkeit von Schwermetallen können auch organische Komplexbildner bewirken. Remobilisierung von Kupfer durch DOC in einem Kiesaquifer wurde beispielsweise von FOHRMANN (2002) untersucht.

Auch Löslichkeit und Mobilität des Halbmetalls Arsen – im Grundwasser in höherer Konzentration häufig auch geogen bedingt – sind in Abhängigkeit von der Aquifermatrix, von der Oxidationsstufe und Bindungsform sowie von den pH- und Redoxverhältnissen unterschiedlich. Unter reduzierenden Bedingungen sind As (V)-Verbindungen und die toxischeren As (III)-Spezies mobiler als in oxidierendem Milieu (DVWK 1998). Bei pH-Werten im neutralen bis schwach alkalischen Bereich und oxidierenden Bedingungen dominieren die As (V)-Spezies in natürlichen Grundwässern als Oxoanionen der Arsensäure, die gut löslich sind, jedoch aufgrund von Sorption an Manganoxiden und Eisenhydroxiden eine begrenzte Mobilität aufweisen; die unter diesen Bedingungen weniger stark vertretene dreiwertige Arsenpezies liegt als undissoziierte arsenige Säure vor, weshalb Sorptionsprozesse eine geringere Rolle spielen (TRETNER 2003). Erhöhung der Arsenmobilität infolge Wechsel des Redoxmilieus wurde z. B. bei Einspeisung von Deponiesickerwasser in das Grundwasser festgestellt (LGA BAYERN 1996). Schwer- und Halbmetalle sind nicht biologisch abbaubar, jedoch sind Mikroorganismen an zahlreichen Prozessen beteiligt, die die Mobilität von Metallverbindungen beeinflussen, beispielsweise durch Katalysierung von Oxidations- und Reduktionsprozessen. Arsen und Schwermetalle können durch irreversible Sorption und Fällungsprozesse im Grundwasserleiter zurückgehalten werden. Eine starke spezifische Adsorption erfolgt insbesondere an den hydroxylierten Oberflächen von Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxiden. Beispielsweise zeigten Untersuchungen einer Kupfer-Arsen-Kontamination in einem Grob-Mittelsand-Grundwasserleiter durch RÜDE et al. (2003) ein ho-

hes Rückhaltevermögen von Kupfer (Grundwasserbelastung max. $50 \mu\text{g/l}$) durch bevorzugte Bindung an Eisenoxiden und -hydroxiden, wobei im vorherrschenden neutralen pH-Regime aufgrund eines deutlichen Anteils an negativen Bindungsplätzen eine unspezifische Adsorption angenommen wurde; für Arsen (Grundwasserbelastung max. $9.300 \mu\text{g/l}$) wurde in Desorptionsversuchen irreversibler Rückhalt an der Bodenmatrix (bei höher kontaminierten Proben Faktor 0,7–0,8) infolge inner-sphärischer Komplexierung an Eisenoxidflächen festgestellt. Geringe Mobilität von Cadmium und Kupfer infolge Sorption und Fällung in sauerstoffreichen Grundwasserleitern bei pH-Werten um 7 zeigten Ausbreitungsversuche im karbonatischen Kies-Sand-Aquifer der Münchner Schotterebene: Von ZAHN & SEILER (1992) durchgeführte Feldversuche mit Cadmiumchlorid ($C_0 = 10 \text{ g/l}$) und Uranin als Tracer ($v_a = 30 \text{ m/d}$) und einer Beobachtungsdauer von über zwei Jahren ergaben Retardationsfaktoren von 1.200 bzw. 2.000 auf Fließstrecken von 10 m bzw. 20 m bei Wiederfindungsraten von 40–60 %. FOHRMANN (2002) bestimmte mittels das Sediment-Grundwasser-System modellierender Säulenversuche (Kies-Sand-Fraktion 81 Gew.-%, $v_a = 5,4 \text{ m/d}$, $n_e = 0,09$, $f_{oc} = 0,0006$, KAK 2,6 mval/g, Eisengehalt 5,5 g/kg) mit kationischem Kupfernitrat einen, durch Fällungsprozesse überlagerten, Retardationskoeffizienten von 2.000.

BTEX-Aromaten

Die BTEX-Aromaten, insbesondere Benzol und Toluol sind unter aeroben und auch anaeroben Bedingungen mikrobiell gut abbaubar, weisen jedoch infolge ihrer Wasserlöslichkeit und geringen Sorptionsneigung im Grundwasser eine mittlere bis hohe Mobilität und nur geringe Retardation auf. RÜGNER et al. (2004) berechneten beispielsweise für einen Kiessand-Aquifer ($v_a = \text{rd. } 2 \text{ bis } 6 \text{ m/d}$, $n_e = 0,15 \text{ bis } 0,25$, $f_{oc} = 0,0003\text{--}0,0005$) Retardationsfaktoren von 1,2 bis 1,3 im Zustand ohne kinetisches Sorptionsgleichgewicht und von 3,1 bis 4,6 bei Gleichgewichtssorption. Über eine, auf biologischen Abbau, Volatilisierung, Sorptionsprozesse und Verdünnung zurückgeführte, rasche Abnahme von BTEX-Konzentrationen in einer ca. 300 m langen Schadstofffahne mit ansteigendem Redoxpotenzial in einem Kies-Grundwasserleiter des Neckartales ($k_f = 1,4 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$, $v_a = 2,0 \text{ bis } 2,5 \text{ m/d}$, $E_H = -150 \text{ mV bis } +250 \text{ mV}$) wurde z. B. von WEBER (2002) berichtet.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Von den generell wenig wasserlöslichen PAK weisen neben Naphthalin nur die niederkondensierten Substanzen mit 3er-Ringstruktur, insbesondere Acenaphthen eine vergleichsweise höhere Löslichkeit und Mobilität als die höherkernigen PAK auf, für die wegen ihrer sehr geringen Wasserlöslichkeit und starken Neigung zur Bindung an Sorbenten Lösungstransport im engeren Sinn weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Ein tatsächlicher Übergang aus dem Sickerwasser in das Grundwasser wird deshalb in der Regel nur von den niederkernigen PAK berichtet (z. B. DESCHAUER et al. 1994 und KÜHNHARDT & NIESSNER 1994). Ein Einfluss von DOC auf die PAK-Mobilität (Co-Transport) wurde oftmals beschrieben, beispielsweise von RABER & KÖGEL-KNABNER (1995) und TOTSCHKE et al. (1997). Auch BTEX, LCKW sowie sonstige organische Kohlenwasserstoffe können durch Lösungsvermittlung die Mobilität erhöhen. Von KÜHNHARDT & NIESSNER (1995) beschriebene Ausbreitungsversuche mit Fluoranthen und höher kondensierten PAK sowie Kali-

umbromid als Tracer in einem den Kies-Grundwasserleiter der Münchner Schotterebene simulierenden Modellaquifer zeigten anhand von jeweils zweimaligen PAK-Durchbrüchen, dass in Sedimenten mit Grobporen der Transport von an Kolloiden adsorbierten hydrophoben Kontaminanten eine wesentliche Rolle spielt.

Von den PAK ist Naphthalin am besten biologisch abbaubar. Mit steigender Ringzahl nimmt der PAK-Abbau stark ab und verläuft ab 4-Ring-PAK nur noch cometabolisch (STUPP & PÜTTMANN 2001). Während der aerobe Abbau der niedrigkernigen PAK gut untersucht ist, wurde über anaeroben Abbau in vergleichsweise nur wenigen Fällen berichtet, beispielsweise durch MECKENSTOCK et al. (2000) über Degradation von Naphthalin unter reduzierenden Bedingungen. Über aeroben mikrobiologischen PAK-Abbau im Kies-Grundwasserleiter der Münchner Schotterebene mit einer mittleren Abstandsgeschwindigkeit von ca. 16 m/d berichteten z. B. ZOSSEDER et al. (2003). RÜGNER et al. (2004) vermuteten bei deutlich reduzierenden Bedingungen im Abstrom einer ehemaligen Teerölproduktfabrik in einem Kiesaquifer ($v_a = 2$ bis 6 m/d, $n_e = 0,15$ bis $0,25$, $f_{oc} = 0,0003$ – $0,0005$) unter Berücksichtigung des Alters des Altstandortes von über 100 Jahren mikrobiologischen Abbau von 3-Ring-PAK; im Zuge dieser Untersuchung wurden mittels Modellberechnungen für Phenanthren (PHE) Retardationsfaktoren von 15 bis 28 ohne Sorptionsgleichgewicht infolge Diffusionslimitierung und von 215 bis 357 bei Gleichgewichtssorption ermittelt. Letztere stellt sich nach RÜGNER et al. (2004) bei PHE in karbonatischen Kiessanden je nach Korngröße erst nach mehreren Jahren bis 100en Jahren ein, weshalb im Feld auftretende Retardationsfaktoren meist deutlich niedriger sind als unter Gleichgewichtsbedingungen zu erwarten wäre.

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW)

Die LCKW weisen aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit, die mit abnehmender Zahl der Chloratome zunimmt, und wegen ihrer im Allgemeinen geringen Neigung zur Bindung an Sorbenten bzw. leichter Remobilisierbarkeit sorbierter Transportmasse eine mittlere bis hohe Mobilität im Grundwasser und geringe Retardationsfaktoren auf. Mit einem Gehalt an organischem Kohlenstoff (f_{oc}) von 0,0005 bis 0,001, einem Trockenraumgewicht von 17 kN/m^3 und einem effektiven Porenvolumen eines Kiesaquifers von 0,15 bis 0,25 lassen sich – ohne Berücksichtigung von Lösungsvermittlung oder sonstigen besonderen Aquiferbedingungen – mit dem K_{oc}/f_{oc} -Konzept über den Verteilungs-

koeffizienten Retardationsfaktoren von ca. 1,1 bis 2,2 für Trichlorethen (TCE) und von ca. 1,4 bis 3,4 für Tetrachlorethen (PCE) abschätzen. SALAICES AVILA et al. (2002) ermittelten durch Säulerversuche mit ungestörten Bodenproben ($f_{oc} < 0,001$) für TCE Retardationskoeffizienten von ca. 1,3 bis 1,9 ohne Sorptionsgleichgewicht. RÜGNER (1998) beschreibt nichtlineare Sorption von PCE (und PHE) in Abhängigkeit von unterschiedlicher Fazies bzw. Reife (Inkohlungsgrad) von partikulärem organischem Material (POM) in heterogenen Aquifersedimenten des Neckartales sowie eine von den Sedimentkomponenten abhängige Sorptionskinetik.

Chlormethane, -ethane und -ethene sind unter verschiedenen Redoxbedingungen biologisch abbaubar. Während z. B. PCE und TC nur anaerob bei niedrigen Redoxpotenzialen reduktiv dechloriert werden, können niederchlorierte CKW auch aerob, oxidativ transformiert werden. Als aerob leicht abbaubar gilt Dichlormethan (DCM). Über eine Konzentrationsabnahme chlorierter Ethene in Schadstofffahnen einer ehemaligen Deponie in einem quartären Kies-Grundwasserleiter wurde z. B. von BREITER et al. (2003) berichtet; in einer cis-DCE-Fahne wurden die Abbauprodukte Vinylchlorid und Ethen sowie Abnahmefaktoren von 3,4 bis 8,8 auf einer Fließstrecke von nur 50 m festgestellt, die durch mikrobiellen Abbau und Verdünnung durch den Vorfluter alleine nicht zu begründen waren, sondern die Autoren auch Verdünnung durch aufsteigendes Keuperwasser und/oder sonstige, bisher unbekannte Prozesse vermuten ließen. Neben biologischem Abbau und Verdünnung kann bei leichtflüchtigen Substanzen, wie LCKW und BTEX, auch Volatilisierung eine weitere Ursache für Konzentrationsabnahme im Grundwasser sein. Als Phase in das Grundwasser eingedrungene LCKW können sich, wie auch PAK-Teeröle, in Mulden der Grundwassersohle anreichern (DNAPL-pools) und langfristig sekundäre Schadensherde im Grundwasserleiter bilden. Die Zeitskala stark verzögerter Lösung und Desorption bzw. die Persistenz selbst abbaubarer organischer Substanzen in solchen Pools hat GRATHWOHL (2001) beschrieben.

Transportweiten von Schadstoffen

In einer von der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1997) herausgegebenen, umfangreichen Literaturstudie wurden bisher in der Praxis oder an Versuchsfeldern beobachtete und publizierte Transportweiten von organischen Schadstoffen in – hydraulisch nicht näher differenzierten – Kluft- und

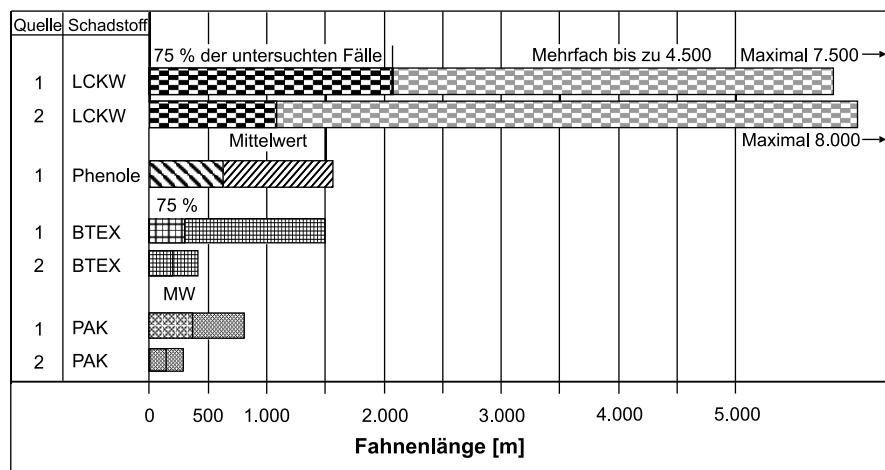


Abb. 1: Schadstoff-Fahnenlängen nach LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1997 = Quelle 1) und nach STUPP & PAUS (1999 = Quelle 2).

Porengrundwasserleitern ausgewertet und zusammengestellt. Danach wurden Längen der Schadstofffahnen von LCKW bis zu maximal 7.500 m (in Porengrundwasserleitern), mehrfach bis zu 4.500 m (z. B. KAUFFMANN & KINZELBACH 1992) und in 75 % der Fälle bis zu 2100 m ermittelt. Die Fahnenlängen von BTEX-Aromaten und Phenolen betragen max. bis zu 1.600 m (in 75 % der Fälle bei BTEX bis zu 300 m und bei Phenolen bis zu 600 m), diejenigen von PAK, hauptsächlich Naphthalin, max. bis zu 800 m (in 75 % der Fälle bis zu 300 m) und von sonstigen organischen Schadstoffen max. bis zu 3.000 m (Abb. 1). Geringe Transportweiten für wenig retardierte Substanzen wie BTEX und Naphthalin werden in der Studie auf biologischen Stoffabbau in situ zurückgeführt. In der zusammenfassenden Betrachtung wird darauf hingewiesen, dass LCKW in geringer Konzentration noch erheblich weiter als in Abbildung 1 angegeben transportiert werden können.

Von STUPP & PAUS (1999) wurden 93 Projektstudien hinsichtlich der Transportweite organischer Schadstoffe ausgewertet, bei denen keine Begrenzung der Ausbreitung durch einen Vorfluter vorlag. Die Längen der BTEX-Fahnen betragen im Mittel 140 m und maximal 400 m, bei einem kombinierten BTEX/ LCKW-Schaden auch 1.200 m. PAK-Fahnen erstreckten sich bis zu 300 m bei einem Mittelwert von 130 m, wobei Naphthalin und Acenaphthen an den Frontabschnitten dominierten. Bei den LCKW betrug der Mittelwert 1.100 m und der Maximalwert 8.000 m; in etwa 30 % der 50 untersuchten Fälle wurden 1.000 m überschritten (Abb. 1). LCKW-Fahnen von 3.000 m bis 8.000 m traten bei hohen Eintragsmengen am Schadensherd von über 10.000 kg, hohen Strömungsgeschwindigkeiten im Aquifer bei k_f -Werten $> 1 \cdot 10^{-3}$ m/s und oxidierenden Verhältnissen im Abstrom auf. Bei den Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) betrug der Mittelwert 55 m und der Maximalwert 160 m, selbst bei aufschwimmender Leichtphase von über 100 m³. Im Zuge der Abstromuntersuchungen eines Arsenschadensfalles mit Konzentrationen in Herdnähe bis zu 3,6 mg/l wurde von BALZER (2000) eine Fahnenlänge von 560 m ermittelt.

Nach MAIER et al. (2001) wird Quervermischung bzw. die Zufuhr von Sauerstoff als Elektronenakzeptor durch transversale Disper-

sion zum limitierenden Faktor für biologischen Schadstoffabbau. Mittels numerischer Modellberechnungen aeroben Abbaus wurde gezeigt, dass die stationäre Fahnenlänge abbaubarer Substanzen neben der Geometrie der Schadstoffquelle und der Reaktionsstöchiometrie von der vertikalen Querdispersivität (α_y) und der Aquifermächtigkeit (M) abhängt; die Länge wächst mit Abnahme von α_y und mit Zunahme von M. Die vertikale Querdispersivität nimmt in Grundwasserleitern mit Zunahme der Abstandsgeschwindigkeit ab, wie z. B. von GRANE & GARDNER (1961) dargelegt.

Abbildung 2 zeigt von den Autoren ausgewertete, über 8 Jahre nahezu unveränderte Konzentrationen anorganischer und organischer Schadstoffe im Abstrom einer Altdeponie in einem Quartärkies-Aquifer im süddeutschen Molassebecken. Mit Ausnahme von Naphthalin (NAP) und den 3-Ring-PAK (ACY, PHEN, FLU) waren nach 300 m Fließweg bereits die Hintergrundwerte wieder erreicht, wobei reduzierende Verhältnisse bis in eine Entfernung von ca. 200 m Entfernung vorliegen. Die Konzentrationsabnahmen der organischen Substanzen, insbesondere von Benzol und Naphthalin dürften im Wesentlichen auf biologischen Abbau zurückzuführen sein, während für Zink und Arsen Rückhaltung im Aquifer anzunehmen ist. Auch Verdünnung infolge Aufweitung des Durchflussquerschnittes – bedingt durch Lage des Schadstoffherdes im Bereich einer Grundwasserscheide und infolge einer hohen Grundwasserneubildungsrate von ca. 10 l/s · km² im langfristigen Mittel – spielte bei der Konzentrationsabnahme eine nicht unerhebliche Rolle. Auswertungen der Autoren eines langjährigen Monitoring im Abstrom einer militärischen Altlastenverdachtsfläche in einem sauerstoff- und nitratreichen Kiesaquifer mit einer hohen Abstandsgeschwindigkeit von ca. 15 m/d und hoher Neubildungsrate ließen auf einer Fließstrecke von 1,3 km bei mäßiger LCKW-Belastung Konzentrationsabnahmen von rd. 50 % bei PCE und rd. 70 % bei TCE erkennen. Langfristige Messungen im Abstrom eines erheblichen Chrom-Schadensfalles in einem Kiessand-Grundwasserleiter in Südbayern mit einer Abstandsgeschwindigkeit von 2–4 m/d zeigten in Messstellen bis zu 2,5 km unterstromig des Herdes noch Chrom VI-Konzentrationsmaxima bis zu 100 µg/l

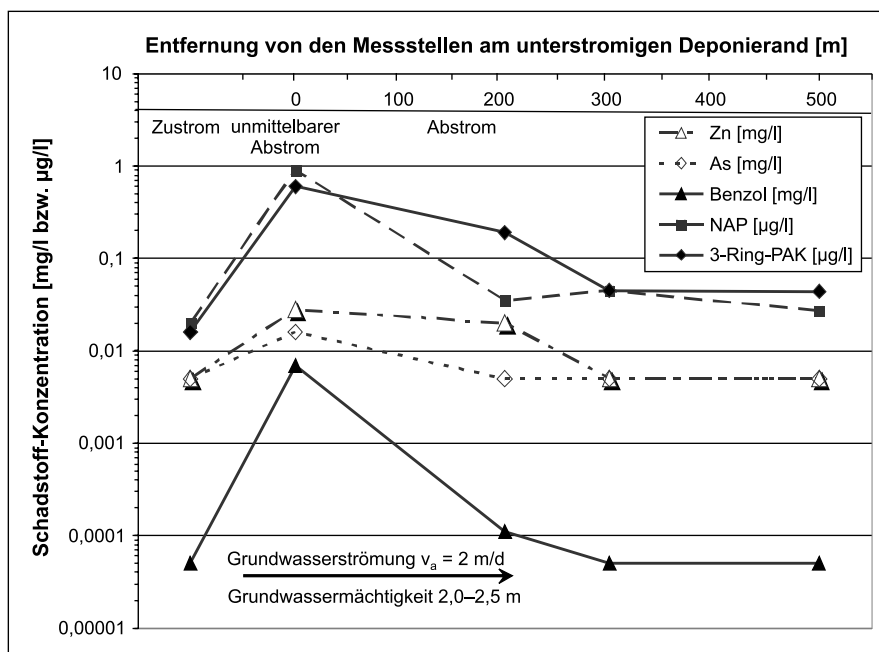


Abb. 2: Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Abstrom einer Altdeponie.

Typ	Grundwasserleiter	DIN 4022 DIN 18196	Gew.-% < 0,06 mm	Gew.-% 0,06–2,0 mm	d_{10} [mm]	v_a [m/d]	L [m]
1	Kies-Sand, schwach schluffig	G-S,u' GU/ SU	8	50	0,08	< 3	100
						3–20	150
						20–50	170
2	Mittelkies, grob- u. feinkiesig, sandig	mG,gg,fg,s GW	0	28	0,35	< 3	150
						3–20	200
						20–50	220
3	Grobkies, mittelkiesig, schw. feinkiesig, schw. sandig	gG,mg,fg,s' GE	0	7	3,60	< 3	200
						3–20	250
						20–50	270

Tab. 1: Bemessungswerte für Kies-Grundwasserleiter zur Dimensionierung der Trinkwasser-Schutzzone II nach REHSE (1977), 1–3 = Körnungslinien in Abbildung 3.

und Konzentrationsabnahmen der Maxima von ca. 40–50 % pro 1,0 km Fließstrecke, wobei die ursprünglichen Konzentrationen in Herdnähe nicht bekannt sind. Die Durchgangsspitzen ließen mehrphasigen Eintrag, möglicherweise auch Remobilisierungsprozesse im Aquifer vermuten.

Vorschlag zur Abgrenzung von Vorranggebieten in Kies-Grundwasserleitern

Grundsätzliche Überlegungen

Überlegungen zur Verzögerung des Transportes und Rückhaltung infolge Sorption sowie zum Abbau von Schadstoffen wurden bereits von REHSE (1977) im Rahmen eines Vorschlags zur Abgrenzung der engeren Schutzzone II von Trinkwasserschutzgebieten in Porengrundwasserleitern mit hoher Strömungsgeschwindigkeit vorgestellt. REHSE ging in erster Linie von einer Schadstoffeliminierung in der Grundwasserüberdeckung aus (vgl. die auf BOLSENKÖTTER et al. 1984 zurückgehenden Ausführungen in DVGW 1995), bei nicht ausreichender Eliminierung in

der ungesättigten Zone auch von Eliminierung in der gesättigten Zone des Aquifers. Neben der spezifischen Oberfläche der Aquifersedimente wurde die Filter- und Abstandsgeschwindigkeit berücksichtigt und davon ausgegangen, dass im Grundwasserleiter bei laminarer Strömung ein deutlicher Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit vorliegt bzw. eine höhere Strömungsgeschwindigkeit auch eine entsprechend größere Filterstrecke bedingt und durch eine ausreichend große Filterstrecke eine entsprechende Sorbensfläche zur Verfügung gestellt wird. Auf dieser Grundlage wurden von REHSE (1977) die in Tabelle 1 zusammengestellten Kies-Körnungstypen mit unterschiedlicher spezifischer Oberfläche unterschieden, wobei hier nur die aus Sicht der Autoren praxisrelevanten Fälle berücksichtigt sind (Körnungslinien s. Abb. 3). Den Kiestypen wurden von Abstufungen der Strömungsgeschwindigkeit abhängige Bemessungswerte für die Schutzzone II (L = Fließstrecke ohne Schadstoffreduzierung in der Grundwasserüberdeckung) zugeordnet. Wenn auch die angesetzten Fließwege selbst für die Eliminierung pathogener Keime in Kiesen reichlich kurz sind, die Abstufung der Abstandsgeschwindigkeiten sehr grob und die Sorptionskinetik sicherlich zu wenig berücksichtigt ist (die

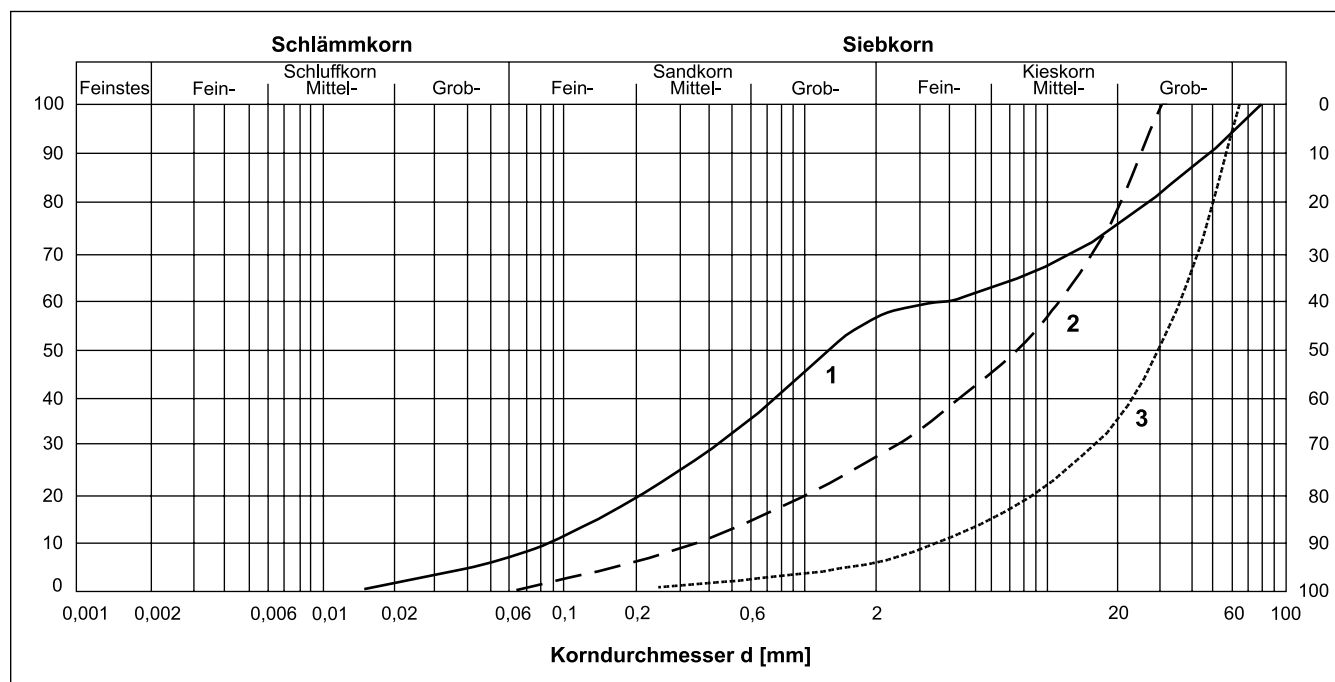


Abb. 3: Körnungslinien der Kiestypen 1–3 in Tabelle 1.

Methode wurde in Deutschland hinsichtlich des Ansatzes der gesättigten Zone zur Bemessung der Schutzzone II nicht herangezogen), erscheint eine Einbeziehung dieses Ansatzes zur Abschätzung eines realisierbaren und begründeten Abstandes der *fassungsfernen* oberstromigen Begrenzung eines wasserwirtschaftlichen Vorranggebietes von der Gewinnungsanlage in Kies-Grundwasserleitern einer näheren Überlegung wert, wenn man Transportweiten, Konzentrationsabnahme und Retardation von Schadstoffen auf langem Fließweg berücksichtigt. Dies deshalb, weil im Fall eines kombinierten Ansatzes von Überdeckung und Aquifer Transportverzögerung und Rückhaltung infolge Sorption sowie Abbau der Hauptkontaminanten und Verdünnung im Grundwasserleiter nach Ansicht der Autoren *durch relativ einfach abzuschätzende Einflussfaktoren* berücksichtigt werden sollten, wie dies z. B. beim Punktzahlverfahren nach HÖLTING et al. (1995) zur Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung und Abschätzung der Sickerwasser-Verweildauer der Fall ist.

Hinsichtlich des Risikos von Schadstoffverschleppung sind Ausbreitungspotenzial und Fahnenlängen der hauptsächlichen Schadstoffe im Grundwasser – voranstehend in zusammenfassender Form beschrieben – zu berücksichtigen. In Kies-Grundwasserleitern mit einer Länge des Fließweges von der oberstromigen Grenze eines Vorranggebietes zur Fassungsanlage von mehreren Kilometern kann dabei von oxidierenden Bedingungen und i. d. R. von pH-Werten > 6,5 ausgegangen werden. Die Abschätzung kritischer Transportweiten persistenter Schadstoffe im Grundwasser sollte sich – mit ausreichender Sicherheit – an den LCKW als organische Hauptkontaminanten mit dem größten Ausbreitungspotenzial bzw. den größten bekannten Schadstoff-Fahnenlängen orientieren. Auch ist zu bedenken, dass in Grundwasserleitern mit Zunahme der Grundwasserneubildung und der Länge des Fließweges zunehmend Verdünnung erfolgt und die Transportverzögerung von Schadstoffen mit der Zeit und Länge des Transportweges zunimmt, da längere Sorptionskontaktzeiten eine höhere Retardation bedingen (RÜGNER et al. 2004).

Bemessungsvorschlag

Unter Einbeziehung von Sorption, Retardation, Abbau und Transportweiten der hauptsächlichen Schadstoffe wie auch Überlegungen von REHSE (1977) hinsichtlich spezifischer Oberfläche und Abstandsgeschwindigkeit wird vorgeschlagen, zur oberstromigen Abgrenzung von Vorranggebieten in Kies-Grundwasserleitern mit Abstandsgeschwindigkeiten $\geq 1,0$ m/d dem Rückhalte- und Reinigungsvermögen des Aquifers und Verdünnung mittels einer „effektiven Schadstoff-Transportgeschwindigkeit“ $v_{\text{eff-sch}}$ auf langen Fließwegen – mit bewusster Vereinfachung komplexer, sich überlagernder und in Wechselwirkung stehender Prozesse – wie folgt Rechnung zu tragen:

$$[1] v_{\text{eff-sch}} = \alpha \cdot 100 \log (v_a \cdot 315/q_N) \text{ [m/a]}$$

mit v_a = Abstandsgeschwindigkeit [m/a], q_N = mittlere Neubildungsrate [mm/a]

und α = dimensionsloser Faktor zur Berücksichtigung der spezifischen Oberfläche der Aquifersedimente.

Der Faktor $100 \log (v_a \cdot 315/q_N)$ beinhaltet die mittels hydraulischer Leitfähigkeit, Gefälle der Grundwasser Oberfläche und effektivem Porenvolumen abgeschätzte Abstandsgeschwindigkeit in m/a, multipliziert mit dem dimensionslosen Quotienten

$315/q_N$ für den Verdünnungseinfluss durch Grundwasserneubildung auf langem Fließweg; dieser Quotient beträgt beispielsweise 1,0 bei einer langjährigen mittleren Neubildungsrate von $10 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2 = 315 \text{ mm/a}$ und 3,15 bei einer Neubildungsrate von $3,2 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2 = 100 \text{ mm/a}$. Die Logarithmierung dämpft die Zunahme von $v_{\text{eff-sch}}$ mit Anwachsen der (mit dem Neubildungsquotienten multiplizierten) Abstandsgeschwindigkeit in Anlehnung an REHSE (1977) gemäß Tabelle 1. Der Faktor α repräsentiert den Einfluss der spezifischen Oberfläche der Aquifersedimente etwa mit den von REHSE (1977) in Tabelle 1 vorgenommenen Abstufungen. Für Kiese mit einer Kornverteilung entsprechend Typus 1 in Abbildung 3 wird α mit 1,0, für Kiese des Typus 2 mit 1,4 und für – in der Praxis wohl selten vorkommende – Kiese mit Kornverteilung entsprechend Typus 3 mit 1,7 angesetzt. Zwischenwerte können anhand der Körnungslinien abgeschätzt werden. FOHRMANN (2002) ermittelte beispielsweise mit der BET-Methode für einen sandigen Quartärkies der Münchner Schotterebene mit relativ hohem Anteil der Kornfraktion < 0,06 mm von 19 Gew.-% eine spezifische Oberfläche (SA) von $4,71 \text{ m}^2/\text{g}$, RÜGNER (1998) für Festgesteinsfragmente des Oberen Muschelkalkes an den Kornfraktionen 0,0125 bis 0,25 mm, 1,0 bis 2,0 mm und 4,0 bis 6,3 mm spezifische Oberflächen von 2,1, 1,8 und $1,4 \text{ m}^2/\text{g}$, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die Staffellung der oben genannten α -Werte auf der sicheren Seite liegt. Der Formel liegen Eckwerte der Fließstrecken im Aquifer von der oberstromigen Grenze eines Vorranggebietes zur Fassungsanlage zugrunde, die eine etwa zweifache Sicherheit gegenüber der Länge von LCKW-Schadstofffahnen beinhalten: ca. 5.000 bis 6.000 m bei günstigen Bedingungen (Kiese vom Typ 1 in Abb. 3, geringere Abstandsgeschwindigkeiten von ca. 1–3 m/d, hohe Neubildung, mittlere Schutzfunktion der Überdeckung), wie im Berechnungsbeispiel P 2 in Tabelle 2, und ca. 15.000 bis 16.000 m bei ungünstigen Bedingungen (Kiese vom Typ 2 in Abb. 3, hohe Abstandsgeschwindigkeiten von ca. 15–25 m/d, geringe Neubildung, sehr geringe Schutzfunktion der Überdeckung), wie im Berechnungsbeispiel P 6 in Tabelle 2.

In Tabelle 2 mit Prinzipskizze in Abbildung 4 werden einige Bemessungsbeispiele von Vorranggebieten in Kies-Grundwasserleitern gezeigt. Zunächst wird ein Untersuchungspunkt P ausgewählt, für den zweckmäßig anhand von Bohr- oder Schurfprofilen, ansonsten mithilfe geologischer, hydrogeologischer und bodenkundlicher Kartenwerke die Punktzahl der Gesamtschutzfunktion S_g der (nach realistisch angesetzten Eingriffstiefen verbleibenden) Grundwasserüberdeckung mit der Me-

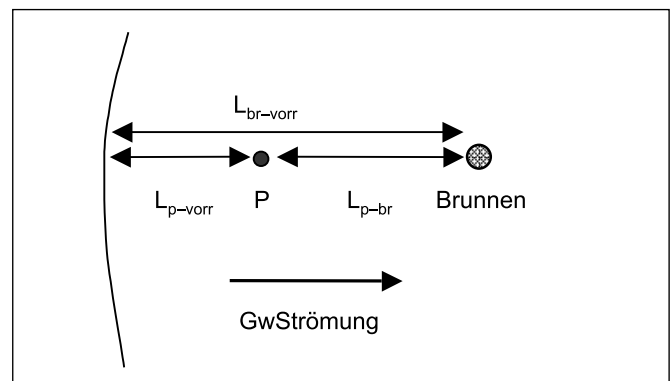


Abb. 4: Prinzipskizze zu Tabelle 2.

Berechnungsbeispiele			P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6
Distanz P – Brunnen	L_{p-br}	m	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
Verbleibende Grundwasserüberdeckung:								
Punktzahl HÖLTING	S_g	–	400	1.400	700	1.000	1.400	600
Sickerw.-Verweildauer	$t_{üb}$	a	0	5,0	0	2,9	5,0	0
Aquifer:								
Spez. Oberfläche	α	–	1,0	1,0	1,0	1,0	1,4	1,4
Abstandsgeschwindigkeit	v_a	m/d	1,0	3,0	8,0	8,0	15,0	25,0
	v_a	m/a	365	1.095	2.920	2.920	5.475	9.125
GwNeubildung	q_N	mm	150	315	315	315	315	150
„Eff. Schadstoff-Transportgeschw.“	$v_{eff-sch}$	m/a	288	304	346	346	523	600
Verweildauer bis zur Brunnenanlage	t_{aqu}	a	10,4	9,9	8,7	8,7	5,7	5,0
Überdeckung + Aquifer:								
Verweildauer	t_{vd}	a	10,4	14,9	8,7	11,6	10,7	5,0
Erford. Rest-Verweildauer im Aquifer	$t_R = 25 - t_{vd}$	a	14,6	10,1	16,3	13,4	14,3	20,0
Erforderlicher Abstand der oberstromigen Vorranggebietsgrenze:								
von P	L_{p-vorr}	m	4.200	3.070	5.640	4.640	7.480	12.000
von der Brunnenanlage	$L_{br-vorr}$	m	7.200	6.070	8.640	7.640	10.480	15.000

Tab. 2: Bemessungsbeispiele für wasserwirtschaftliche Vorranggebiete in Kies-Grundwasserleitern mit $v_a = 1-25$ m/d.

thode nach HÖLTING et al. (1995) ermittelt werden kann, und sein Abstand (L_{p-br}) zur Fassungsanlage bestimmt. HÖLTING et al. (1995, Tab. 5) bewerten die Gesamtschutzfunktion für $S_g < 500$ als sehr gering, für $S_g > 500-1.000$ als gering, entsprechend einer Sickerwasserweildauer von mehreren Monaten bis ca. 3 Jahren, für $S_g > 1.000-2.000$ als mittel, entsprechend einer Verweildauer von 3 bis 10 Jahren und für $S_g > 2.000-4.000$ als hoch, entsprechend einer Verweildauer von 10 bis 25 Jahren. Nach Auffassung der Autoren sollte bei $S_g < 750$ von einem Ansatz der Schutzfunktion der Überdeckung abgesehen werden. Bei $S_g > 2.000$, entsprechend einer hohen Schutzfunktion, liegt P außerhalb bzw. am Rand der Vorranggebietsgrenze. Die Verweildauer $t_{üb}$ in der Überdeckung für $750 < S_g < 2.000$ wurde in Tabelle 2 anhand der jeweils höheren Grenzzuordnungswerte der Sickerwasserweildauer nach HÖLTING et al. (1995) mittels logarithmischer Regression abgeschätzt:

$$[2] \quad t_{üb} = \beta \cdot \log(S_g) - 40,0 \text{ [a]}$$

mit $\beta = 14,3$ für $S_g < 1.500$, $\beta = 14,5$ für $S_g = 1.500-1.750$ und $\beta = 14,8$ für $S_g > 1.750$. Damit ergibt sich z. B. für $S_g = 750$ eine Verweildauer von ca. 1 Jahr, für $S_g = 1.000$ von ca. 3 Jahren, für $S_g = 1.400$ von ca. 5 Jahren und für $S_g = 1.800$ von ca. 8 Jahren.

Im Weiteren wird dann mit Gleichung 1 $V_{eff-sch}$ und damit die Verweildauer t_{aqu} im Aquifer von P bis zur Fassungsanlage (L_{p-br}) ermittelt. Ausgehend von einer erforderlichen Gesamtverweildauer in der Überdeckung und im Aquifer von mind. 25 Jahren – entsprechend der Empfehlung in der Arbeitshilfe des Bayer.

Landesamtes für Wasserwirtschaft – wird anschließend für die noch nicht abgedeckte restliche Aufenthaltsdauer im Grundwasserleiter $t_R = 25$ Jahre minus Verweildauer in Überdeckung und Aquifer ($t_{vd} = t_{üb} + t_{aqu}$) mittels $V_{eff-sch}$ der erforderliche Abstand der Grenze des Vorranggebietes von P (L_{p-vorr}) berechnet. Dabei wird vorausgesetzt, dass zwischen P und der Grenze ähnliche Verhältnisse hinsichtlich der Schutzfunktion der Überdeckung wie im Punkt P vorliegen, weshalb Untersuchungspunkte nahe der Vorranggebietsgrenze besonders geeignet sind. Es sollten stets mehrere Punkte untersucht und bei heterogenen Verhältnissen die jeweils ungünstigsten Ergebnisse zugrunde gelegt werden.

Fazit

Naturgemäß kann mit dem vorgestellten Verfahren das grundsätzliche Problem der Schützbarkeit von Grundwasser bei ungünstigen Aquiferbedingungen nicht behoben werden, jedoch zeigt das Bemessungsbeispiel P 6 in Tabelle 2, dass selbst bei einer hohen Abstandsgeschwindigkeit von 25 m/d im Kiesaquifer, einem Faktor α von 1,4 für die spezifische Oberfläche und einer geringen Neubildung von 150 mm/a mit einem Abstand der Vorranggebietsgrenze zur Fassungsanlage von 15 km bei sehr ungünstiger Untergrundbeschaffenheit eine für die Regionalplanung noch zu realisierende oberstromige Ausdehnung des Vorranggebietes erhalten wird. Mit noch größeren Abstandsgeschwindigkeiten und insbesondere noch höheren α -Werten, die nach Erfahrung der Autoren zumindest für die quartären Schotter in Süddeutschland zwischen Donau und Alpenrand

kaum relevant sind, ergeben sich allerdings auch mit der hier vorgestellten Methode in der Praxis kaum noch zu realisierende Vorrangflächen.

Abschließend wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Bemessung eines wasserwirtschaftlichen Vorranggebietes nicht eine mathematische, sondern eine *hydrogeologische Aufgabe* ist, d. h. dass die geologischen Verhältnisse bzw. hydrogeologischen Berandungen eines Einzugsgebietes und zweifelsfrei erkennbare Bereiche mit geringem Zustrom, wie beispielsweise aus einem angekoppelten Grundwasserleiter, stets vorrangig zu berücksichtigen sind. Die vorgestellte Methode ist in erster Linie als Entscheidungshilfe in Fällen einer ansonsten nicht möglichen objektiven oberstromigen Abgrenzung von Bereichen mit „dauerhaft geringer Zusp eisungsmöglichkeit“ in ausgedehnten Grundwasserleitern mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten gedacht.

Die Methode könnte nach Ansicht der Autoren in solchen Fällen – neben dem Kriterium Neubildungsmenge im Anstrombereich zumindest entsprechend der Entnahmemenge (BOLSENKÖTTER et al. 1984) – auch als Anhalt für eine oberstromige Abgrenzung der weiteren Schutzzone III bzw. III B eines Trinkwasserschutzgebietes mit herangezogen werden, beispielsweise im Hinblick auf die verbotenen oder nur eingeschränkt zulässigen Nutzungen und Handlungen mit Ansatz einer Verweildauer im Grundwasserleiter von zumindest 15 Jahren und ohne Ansatz einer Verweildauer in der Überdeckung. Beispielsweise ergäbe sich dann für den Fall P 2 in Tabelle 2 ein oberstromiger Abstand von der Fassungsanlage von ca. 4.600 m und für Fall P 6 von ca. 9.000 m.

Literatur

- BALZER, W. (2000): Sanierungsplanung für einen Arsen-Grundwasserschaden unter Berücksichtigung von Emissions-/Immissionsbetrachtungen zum Schadstoffeintrag (Sickerwasserprognose). – Beratende Ingenieure 7/8–2000: 31.
- BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1999): Wasserwirtschaftliche Vorrang- und Vorbehaltsgebiete zur Sicherung der öffentlichen Trinkwasserversorgung in der Regionalplanung.- Arbeitshilfe.
- BOLSENKÖTTER, H., BUSSE, R., DIEDERICH, G., HÖLTING, B., HOHBERGER, K.-H., REGENHARDT, H., SCHLOZ, W., VILLINGER, E., WERNER, J. (1984): Hydrogeologische Kriterien bei der Bemessung von Wasserschutzgebieten für Grundwasserfassungen.- Geol. Jb. C 36: 3–34.
- BREITER, R., HIRSCH, K., RÜTTINGER, S., SALAICES, M., NEESSE, TH., TOBSCHALL, H.-J. (2003): Beurteilung des standorteigenen mikrobiologischen Abbaupotenzials für chlorierte Ethene – ein Fallbeispiel.- Sympos. Bayer. Forschungsverbundvorhaben „Natürliches Reinigungsvermögen“, 10./11. Nov. 2003 am L.-Amt f. Umweltschutz, Augsburg.
- DESCHAUER, H., HARTMANN, R., KÖGEL-KNABNER, I., ZECH, W. (1994): The influence of dissolved organic matter (DOM) on the transport of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a forest soil under *Pinus sylvestris*.- In: SENESI, N., MIANO, T.M. (Hrsg.): Humic substances in the global environment and implications on human health: 1063–1069; Amsterdam.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1987): DIN 4022 T1: Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels.- 17 S.; Berlin.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2006): DIN 18196: Erd- und Grundbau; Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke.- 12 S.; Berlin.
- DVGW (1995): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser.- Technische Regel, Arbeitsblatt W101.
- DVWK (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil II.- DVWK-Schriften 177: 397 S., 83 Abb., 128 Tab.; Bonn.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327/1, 22.12.2000.
- FOHRMANN, G. (2002): Untersuchungsergebnisse zur Mobilität und Remobilisierung von Kupfer und Antimon in wasserwirtschaftlich relevanten, porösen Lockergesteinen durch Säulenversuche und mit reaktiver Transportmodellierung.- Inaug. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München.- 203 S.
- GRANE, F.E., GARDNER, G.H. (1961): Measurements of transverse dispersion in granular media.- J. Chem. Eng. Data 6 (2): 283–287.
- GRATHWOHL, P. (2001): Zeitskala der Schadstofflösung und -desorption: „Natural Attenuation“ im Abstrom persistenter Schadstoffquellen.- Forum Geoökol. 12 (3): 28–34.
- HÖLTING, B., HAERTLÉ, TH., HOHBERGER, K.-H., NACHTIGALL, K.H., VILLINGER, E., WEINZIERL, W., WROBEL, J.-P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung.- Geol. Jb. C 63: 5–24.
- HÖLTING, B., COLDEWEY, W.G. (2005): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.- 362 S., 118 Abb., 69 Tab.; München.
- KAUFFMANN, C., KINZELBACH, W. (1992): Modellierung des regionalen Transports von chlorierten Kohlenwasserstoffen: Fallbeispiel Lobdengau.- In: KOBUS, H. (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser.- Bd. I, Wärme und Stofftransport im Grundwasser, DFG-Forschungsbericht: 377–411.
- KÜHNHARDT, M., NIESSNER, R. (1994): Dispersion von PAHs in der ungesättigten Zone eines fluvioglazialen Schotters.- Vom Wasser 83: 95–115.
- KÜHNHARDT, M., NIESSNER, R. (1995): Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten von PAHs in einem variablen Modellaquifer.- Z. dt. geol. Ges. 146: 30–38.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1997): Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt/Abbau von Schadstoffen im Grundwasser, Texte u. Berichte zur Altlastenbearbeitung 35/97.- 56 S.
- LGA BAYERN (1996): Arsenproblematik im Bereich der Deponien bei Gallenbach. Geo- und hydrochemisches Untersuchungsprogramm.- Ergebnisbericht vom 06.02.1996.
- MAIER, U., EBERHARDT, CH., GRATHWOHL, P. (2001): Ausbreitungsverhalten von PAK in der gesättigten Bodenzone: Ausbildung stationärer Schadstofffahnen im Grundwasser.- „Sanierung u. Entwicklung teerkontaminierter Standorte“, Dechema-Workshop, Dresden 20./21.03.2001: 82–92. [http://www.uni-tuebingen.de/zag/hydrogeochemistry/download/Natural Attenuation.pdf](http://www.uni-tuebingen.de/zag/hydrogeochemistry/download/Natural%20Attenuation.pdf).
- MECKENSTOCK, R.U., ANNWEILER, E., MICHAELIS, W., RICHNOW, H.H., SCHINK, B. (2000): Anaerobic naphthalene degradation by a sulfate-reducing enrichment culture.- Appl. Environ. Microbiol. 66: 2743–2747.
- RABER, B., KÖGEL-KNABNER, I. (1995): Desorption of hydrophobic PAHs from contaminated soil: Influence of dissolved organic matter (DOM).- In: VAN DEN BRINK, W.J., BOSMAN, R., ARENDT, F., (Hrsg.): Contaminated soil, Kluwer acad. publ.: 406–407; Dordrecht.
- REHSE, W. (1977): Elimination und Abbau von organischen Fremdstoffen, pathogenen Keimen und Viren in Lockergestein.- Z. dt. geol. Ges. 128: 319–329.
- RÜDE, TH.R., HANAUER, TH., RIETZLER, J., WOHNLICH, S. (2003): Hydrogeologische Kriterien zur Beurteilung natürlicher Reinigungsvorgänge im Untergrund. Ein Kupfer-Arsen-Schadensfall im Landkreis Kitzingen.- Sympos. Bayer. Forschungsverbundvorhaben „Natürliches Reinigungsvermögen“, 10./11. Nov. 2003 am L.-Amt f. Umweltschutz, Augsburg.

- RÜGNER, H. (1998): Einfluss der Aquiferlithologie des Neckartals auf die Sorption und Sorptionskinetik organischer Schadstoffe.- Tüb. Geowiss. Arb. Reihe C, Nr. 39: 78 S.
- RÜGNER, H., HOLDER, TH., RONECKER, U., SCHIFFLER, G., GRATHWOHL, P., TEUTSCH, G. (2004): Natural Attenuation – Untersuchungen „Teerölproduktfabrik/ehemaliges Gaswerk Kehl“.- Grundwasser 9 (1): 43–51.
- SALAIQUES AVILA, M.A., BREITER, R., NEESSE, TH. (2002): Column studies for the analysis of VOC sorption in soils at low concentrations.- http://www.altlasten-bayern.de/download/NA2002_TP3_2_Poster_European_Conference.pdf.
- STUPP, H.D., PAUS, H.L. (1999): Migrationsverhalten organischer Grundwasser-Inhaltsstoffe und daraus resultierende Ansätze zur Beurteilung von Monitored Natural Attenuation (MNA).- Terra Tech 5/99: 32–37.
- STUPP; H.D., PÜTTMANN, W. (2001): Migrationsverhalten von PAK in Grundwasserleitern.- Altlasten spektrum 3/2001: 128–136.
- TOTSCHKE, K.U., DANZER, J., KÖGEL-KNABNER, I. (1997): Dissolved organic matter- enhanced retention of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil miscible displacement experiments.- J. Environ Qual. 26: 1090–1100.
- TRETNER, A. (2003): Bedeutung und Verhalten von Arsen in der Hydrosphäre.- Grundwasser 8 (1): 3–12.
- WEBER, K.CH. (2002): Bilanzierung und Modellierung des BTEX-Austrages aus dem Grundwasser eines Gaswerksgeländes.- Diss. Universität Karlsruhe, 139 S.
- ZAHN, M.T., SEILER, K-P. (1992): Field studies on the migration of arsenic and cadmium in a carbonate gravel aquifer near Munich (Germany).- Journal of Hydrology 133: 201–214.
- ZOSSEDER, K., BENDER, S., RÜDE, TH. R., WOHNLICH, S. (2003): Untersuchung von natürlichen Selbstreinigungsvorgängen bei PAK-Verunreinigungen am Beispiel einer ehemaligen Teer-, Pech- und Treibstoffproduktion in der Münchner Schotterebene.- Sympos. Bayer. Forschungsverbundvorhaben „Natürliches Reinigungsvermögen“, 10./11.Nov. 2003 am L.-Amt f. Umweltschutz, Augsburg.

