

# Hydrodynamische und hydrochemische Aspekte der anthropogen und natürlich induzierten Uferfiltration am Beispiel von Berlin/Brandenburg

Gudrun Massmann · Uwe Dünnbier · Thomas Heberer · Asaf Pekdeger · Doreen Richter · Jürgen Sültenfuß · Yuki Tosaki

Eingang des Beitrages: 12. 12. 2008 / Eingang des überarbeiteten Beitrages: 20. 4. 2009 / Online veröffentlicht: 4. 7. 2009  
© Springer-Verlag 2009

**Kurzfassung** Uferfiltration ist die natürlich bedingte oder anthropogen induzierte Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter und ist insbesondere als Methode der Rohwassergewinnung für die Trinkwasserproduktion von Bedeutung. Die hydrodynamischen und hydrochemischen Prozesse bei der Uferfiltration wurden an einer Untersuchungstransekte im ländlichen Oderbruch und an zwei Transekten im urbanen Berlin umfangreich untersucht, dabei lag ein Schwerpunkt auf der Anwendung verschiedener Tracermethoden. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Standorte sehr stark insbesondere bezüglich der Beschaffenheit der Gewässersohle (gut bzw. schlecht durchlässig), der Fließzeiten (Jahrzehnte bzw. Monate bis Jahrzehnte)

und der Ausbildung von Redoxzonen (horizontale bzw. vertikale Redoxabfolge) unterscheiden. Dabei nimmt die Beschaffenheit bzw. Durchlässigkeit der Gewässersohle eine Schlüsselfunktion ein. Da das Berliner Oberflächenwasser einen variablen Anteil geklärten Abwassers enthält, konnten einige abwasserbürtige Substanzen (z. B. pharmazeutische Rückstände) im Oberflächenwasser nachgewiesen werden, die jedoch überwiegend vollständig oder zumindest teilweise bei der Uferfiltration aus dem Wasser entfernt werden. Die Redoxbedingungen nehmen bezüglich der Elimination einiger organischer Spurenstoffe (z. B. Phenazon, Sulfamethoxazol, Clindamycin) eine wichtige Funktion ein, da ihr Abbau abhängig vom vorherrschenden Redoxmilieu ist.

---

Dr. habil. G. Massmann (✉) · Prof. Dr. A. Pekdeger,  
Freie Universität Berlin, Institut für Geologische Wissenschaften,  
Arbeitsbereich Hydrogeologie,  
Malteserstr. 74–100, 12249 Berlin, Deutschland  
E-Mail: massmann@zedat.fu-berlin.de

Dr. U. Dünnbier,  
Berliner Wasserbetriebe, Labor,  
Postfach 310180, 10631 Berlin, Deutschland

Dr. habil. T. Heberer,  
Lebensmittelinstitut Oldenburg, Niedersächsisches Landesamt  
für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES),  
Martin-Niemöller-Str. 2, 26133 Oldenburg, Deutschland

Dr. D. Richter,  
DVGW – Technologiezentrum Wasser (TZW),  
Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, Deutschland

Dr. J. Sültenfuß,  
Universität Bremen, Institut für Umweltphysik, AG Ozeanographie,  
Otto-Hahn-Allee, 28359 Bremen, Deutschland

Dr. Y. Tosaki,  
University of Tsukuba, Sustainable Environmental Studies,  
Graduate School of Life and Environmental Sciences,  
1-1-1 Tennodai, Tsukuba, Ibaraki 305-8572, Japan

## Hydrodynamic or hydrochemical aspects of anthropogenic and naturally induced bank filtration – examples from Berlin/Brandenburg

**Abstract** Bank filtration is the natural or anthropogenically induced process of surface water infiltration into an aquifer. It is of particular importance as a method to gain or pre-treat water for drinking water production. The hydrodynamic and hydrochemical processes during bank filtration were investigated at one rural site in the Oderbruch and at two urban sites in Berlin (Germany). Results show that these sites differ substantially with regard to the characteristics of the hyporheic zone (permeable versus clogged), travel times (decades versus months to decades) and shape of the redox zones (horizontal versus vertical redox succession). The hyporheic zone is a key parameter determining the site characteristics. Since the surface water in Berlin contains a proportion of treated sewage, a number of wastewater-bound substances (e.g. pharmaceutical residues) have been detected in the surface water. Most of them were, however, fully or partly

removed during bank filtration. The redox conditions are an important key parameter with regard to the elimination (or persistence) of a number of organic trace compounds (e. g. phenazone, sulfamethoxazole, clindamycin), whose elimination depends on the prevailing redox environment.

**Keywords** Bank filtration · environmental tracer · groundwater dating · wastewater residues · pharmaceuticals

## Einleitung

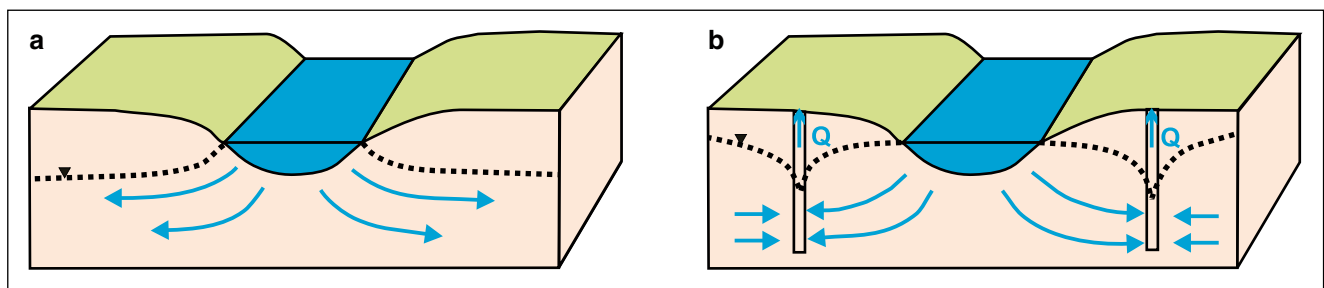
Uferfiltration ist der Prozess der Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserraum (DIN 4049-3). Zur Uferfiltration kommt es, wenn ein hydraulisches Gefälle vom Oberflächengewässer zum Grundwasser besteht. Dieses hydraulische Gefälle kann das Resultat natürlicher Gegebenheiten sein (Abb. 1a) oder künstlich durch die Entnahme von Grundwasser aus Brunnen nahe der Uferlinie von Oberflächengewässern induziert werden (Abb. 1b). Einen Bach oder Fluss an dem es zur Uferfiltration kommt bezeichnet man auf Englisch auch als „losing stream“, da er Wasser in den Untergrund „verliert“. Während die hydraulischen Bedingungen in manchen Fällen zur permanenten Uferfiltration an einem Fluss führen, können sie in anderen Fällen entlang des Flussbettes häufig zwischen influenten (Uferfiltration) und effluenten (Exfiltration von Grundwasser in den Fluss) Bedingungen wechseln. Des Weiteren können die hydraulischen Bedingungen auch innerhalb kurzer Zeiträume variieren, z. B. infolge von Hoch- oder Niedrigwasser, bei Grundwasserspiegelanstiegen durch verstärkte lokale Grundwasserneubildung oder durch den Einfluss der Transpiration ufernaher Pflanzen (Winter et al. 1998).

Anthropogen induzierte Uferfiltration wird im Wesentlichen betrieben, um eine Verbesserung der Oberflächenwasserqualität während der Untergrundpassage zu bewirken (Bouwer 2002). Dasselbe gilt auch für jede weitere Form „künstlicher“ Grundwasseranreicherung durch geplante anthropogene Aktivitäten. Die Verbesserung der Wasserqualität wird durch die vollständige oder partielle Elimination von

Schwebstoffen, Bakterien, Viren, Parasiten, adsorbierbaren und biologisch abbaubaren Wasserinhaltsstoffen erreicht. Nachteilig kann unter bestimmten Bedingungen die Zunahme von Eisen-, Mangan-, Ammonium- und Schwefelwasserstoffkonzentrationen sein (z. B. Hiscock & Grischek 2002). Man nimmt an, dass Grundwasseranreicherungsmethoden wie die induzierte Uferfiltration in Zukunft weltweit weiter an Bedeutung gewinnen werden, da bei einer wachsenden Weltbevölkerung mit einem wachsenden Wasserbedarf gerechnet werden kann (Bouwer 2002, Dillon 2005, Tufenkji et al. 2002). Aus diesem Grund sind Untersuchungen, die zu einem besseren Prozessverständnis von Uferfiltrationsstandorten beitragen, generell von großem praktischem Nutzen.

Aus hydrogeologischer Sicht sind für die Bewirtschaftung von Uferfiltrationsfassungen im Allgemeinen die Kenntnis von Infiltrationszonen, Mischungsverhältnissen im Rohwasser, Fließzeiten und -geschwindigkeiten (Grischek 2003) sowie der Wechselwirkungen mit der Aquifermatrix und das hydrochemische Milieu von Bedeutung. Die Kenntnis dieser Faktoren ist auch für die Interpretation des Verhaltens potentieller Kontaminanten bei der Uferfiltration unerlässlich.

An zwei urbanen Uferfiltrationsstandorten in Berlin sowie an einem ländlichen Uferfiltrationsstandort in Brandenburg wurden von den Autoren in den vergangenen Jahren intensive Felduntersuchungen durchgeführt. Die Arbeiten beinhalteten sowohl die Anwendung verschiedener Umwelttracermethoden (Sültenfuß & Massmann 2004, Tosaki et al. 2007, Massmann et al. 2008c, Massmann & Sültenfuß 2008, Massmann et al. 2009, Tosaki et al., eingereicht), hydrochemische Beprobungen, Analytik und Auswertungen (Massmann et al. 2003, Massmann et al. 2004b, Massmann et al. 2008b) als auch die Betrachtung des Transports und Verhaltens von organischen Spurenstoffen während der Uferfiltration (Heberer et al. 2008, Massmann et al. 2008a, Richter et al. 2008). Generelles Ziel der Untersuchungen war es, ein komplexes Verständnis der hydrodynamischen und (bio)geochemischen Prozesse und deren Wechselwirkungen an den genannten Standorten zu entwickeln. Des Weiteren sollte ein besseres Verständnis des Verhaltens einiger ausgewählter organischer Spurenstoffe in der aquati-



**Abb. 1** Schematische, vereinfachte Darstellung der Uferfiltration unter natürlichen (a, verändert nach Winter et al. 1998) und anthropogen induzierten Bedingungen (b)

schen Umwelt gewonnen werden. Dabei ging es vorrangig darum, diejenigen Parameter zu identifizieren, welche das Abbauverhalten der Spurenstoffe primär steuern. Zusätzlich wurde die Eignung von Tritium/Helium ( $^3\text{H}/^3\text{He}$ ), Chlor-36 ( $^{36}\text{Cl}$ ), radiogenem Helium-4 ( $^4\text{He}_{\text{rad}}$ ), Neon und einigen abwasserbürtigen Substanzen als Tracer für Fließzeiten, Mischung und Gaseinträge bei der Uferfiltration getestet.

Ziel dieses Artikels ist es, einen Überblick über die genannten Untersuchungen zur Uferfiltration im Berlin/Brandenburger Raum zu geben, die Standorte miteinander zu vergleichen und die wesentlichen Ergebnisse zusammenzufassen, um so gegebenenfalls auch Rückschlüsse auf verschiedene Aspekte der Uferfiltration an anderen, ähnlichen Standorten zu ermöglichen. Im Vordergrund stehen dabei Betrachtungen zu Oberflächenwasserqualität, Beschaffenheit der Gewässersohle, Grundwasserdynamik, Redoxchemismus und Transport und Rückhalt von organischen Spurenstoffen.

#### Untersuchungsstandort Oderbruch

Das Oderbruch, etwa 50 km nordöstlich von Berlin in Brandenburg gelegen, ist das größte geschlossene Flusspoldergebiet Deutschlands. Im Zuge der vor etwa 250 Jahren beginnenden Trockenlegung des ehemals sumpfigen Polders wurde das Oderbett teilweise verlegt, die Oder eingedeicht und ein umfangreiches Graben- und Schöpfwerkssystem im Poldergebiet installiert. Die Entwässerungsmaßnahmen wurden durchgeführt, um eine landwirtschaftliche Nutzung der fruchtbaren Aueböden zu ermöglichen. Als Folge der hydraulischen Maßnahmen liegt der Grundwasserstand im Bruch ganzjährig unter dem Wasserstand der Oder. Es kommt zur permanenten Infiltration von Flusswasser in den Grundwasserleiter. Ein Großteil des Poldergebiets wird maßgeblich durch den Prozess der Uferfiltration geprägt. Einen Überblick über die hydraulische und hydrochemische Situation im gesamten Polder vermittelt Liedholz (2001). Die Uferfiltration im Oderbruch wird nicht, wie beispielsweise in Berlin, durch Grundwasserentnahmen im Zuge einer Trinkwassergewinnung induziert. Sie ist vielmehr das Resultat der Entwässerungsmaßnahmen in der Region, die dazu geführt haben, dass der hydraulische Gradient zwischen Oder und Grundwasser bzw. Entwässerungsgräben in Richtung Polder weist. Über das weit verzweigte Grabensystem und insbesondere den hydraulisch wirksamsten deichparallelen Entwässerungsgraben wird das Wasser in Richtung Norden letztendlich wieder in die Oder zurückgeführt. Insofern ist der Prozess der Uferfiltration im Oderbruch zwar „naturnäher“ als z. B. in Berlin, aber dennoch anthropogen bedingt.

Nahe der Oder wurde ein enges drei-dimensionales Netzwerk von konventionellen und Multilevel-Grundwassermessstellen erstellt (Massmann et al. 2004b). Später wurde das odernahe Untersuchungsgebiet durch einige Messstel-

len bis zum Zentrum des Polders in etwa 5 km Entfernung von der Oder erweitert. Abbildung 2b zeigt die Untersuchungstransecte bis zur Grundwassermessstelle 2144 in etwa 3,5 km Entfernung von der Oder. Diese ist der Teil der Transecte, in der die Grundwasserfließrichtung der Transectenausrichtung entspricht und das Grundwasser ausschließlich durch Uferfiltration neugebildet wird.

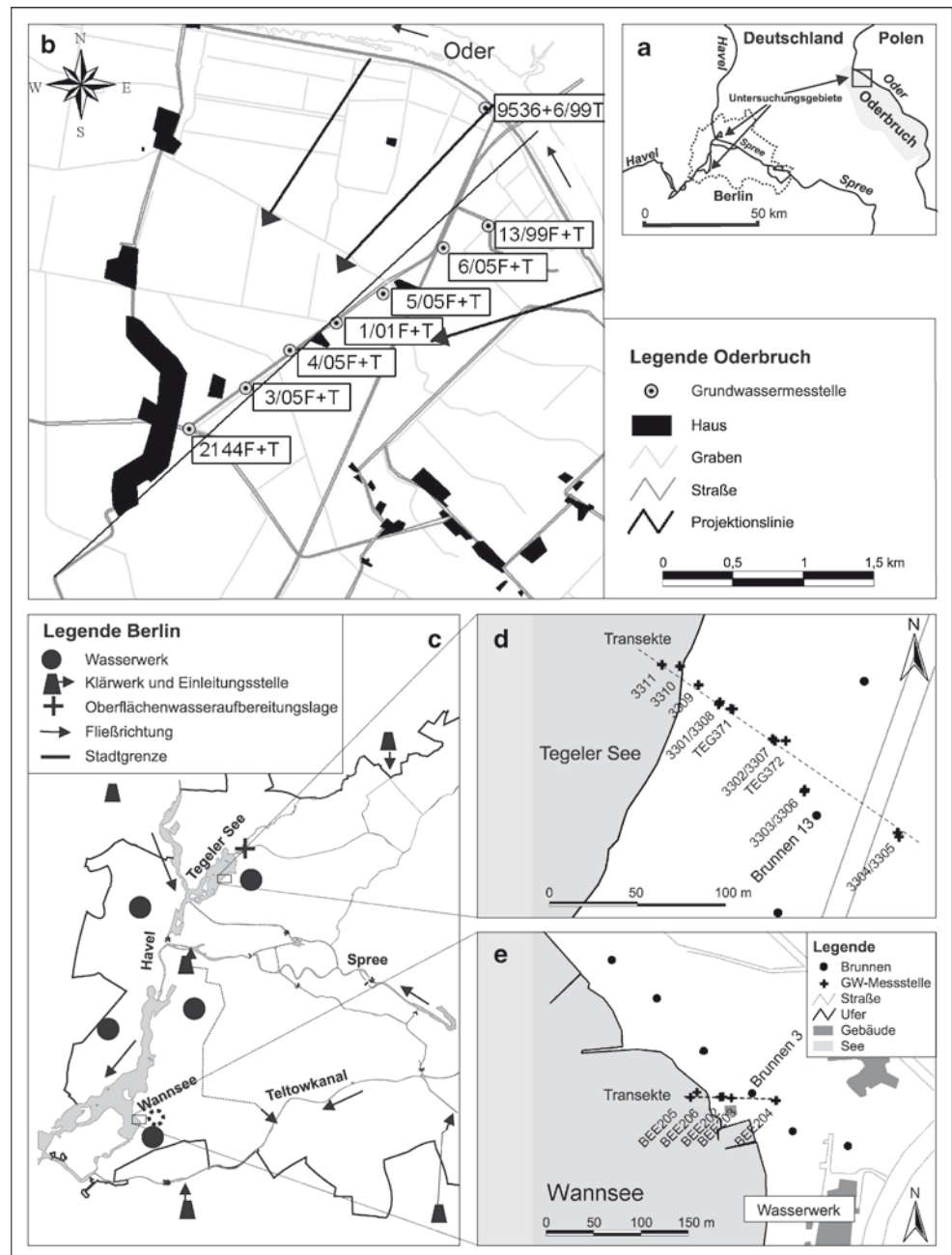
Der pleistozäne, glaziofluviale oberflächennahe Grundwasserleiter wird primär aus Fein- bis Mittelsanden aufgebaut. Die Körnung wird generell mit der Tiefe gröber. Die erbohrte Mächtigkeit des Grundwasserleiters lag bei 14 bis > 23 m. Im Liegenden wird der Grundwasserleiter durch einen mächtigen, sehr schlecht durchlässigen saalezeitlichen Geschiebemergel begrenzt, im Hangenden wird er von einem ebenfalls schlecht durchlässigen holozänen Auelehm bedeckt.

#### Untersuchungsstandort Berlin

Induzierte Uferfiltration als Mittel zur Rohwassergewinnung für die Trinkwasserproduktion für die derzeit 3,4 Millionen Einwohner wird in Berlin seit über 100 Jahren praktiziert. Über 2/3 des innerhalb der Stadtgrenzen geförderten Grundwassers sind Uferfiltrat und künstlich über Becken angereichertes Grundwasser (Berliner Wasserbetriebe 2008). Die Spree durchfließt das Stadtgebiet von Ost nach West in einem etwa 7 km breiten Tal, das bei Spandau auf das Tal der Havel trifft. Diese Täler sind Teil des vorwiegend aus sandig kiesigen Ablagerungen aufgebauten ehemaligen Warschauberliner Urstromtal, welches im Norden und Süden von Hochflächen begrenzt wird (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2005). Ohne die etwa 800 nahe dem Gewässersystem platzierten Brunnen der Berliner Wasserbetriebe, die eine Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserraum induzieren (Uferfiltration), wäre die Fließrichtung des Grundwassers überall zu den Gewässern gerichtet.

Da die Kläranlagen in Berlin geklärtes Abwasser in das Oberflächenwassersystem entlassen und gleichzeitig infiltriertes Oberflächenwasser zusammen mit Grundwasser gefördert und als Rohwasser in die Wasserwerke gelangt, handelt es sich bei der Berliner Wasserwirtschaft um einen partiell geschlossenen Wasserkreislauf. Trotz der anthropogenen Belastung des infiltrierten Oberflächenwassers ist derzeit zur Einhaltung der Vorgaben der Trinkwasserverordnung nur eine naturnahe Aufbereitung (Belüftung und Schnellfiltration) nötig, bevor das Wasser in das Trinkwassernetz eingespeist werden kann (Berliner Wasserbetriebe 2008). Da das Berliner Oberflächenwassersystem durch die seenartigen Erweiterungen von Spree, Dahme und Havel geprägt wird, deren natürlicher Abfluss gering ist (Jahn 1998), kann der Anteil geklärten Abwassers im Oberflächenwasser lokal recht hoch sein (z. B. Tegeler See: 14–18 %, Ziegler et al. 2002). Aufgrund dieses Anteils an geklärtem Abwasser

**Abb. 2** Lage der Untersuchungsstransekten in Berlin und Brandenburg (a), Anordnung der Grundwassermessstellen im Oderbruch (b), Überblick über das Gewässersystem im Westen Berlins inklusive der Standorte von Wasser- und Klärwerken (c) sowie Anordnung der Grundwassermessstellen an den Standorten Tegel (d) und Wannsee (e)



finden sich einige abwasserbürtige Substanzen im Oberflächenwasser (insbesondere eine Reihe von organischen Spurenstoffen), die während der Abwasserbehandlung nicht oder nur teilweise aus dem Wasser entfernt werden. Die Einleitung von geklärtem Abwasser in das Berliner Oberflächenwassersystem erhöht unter anderem die Konzentrationen von Nährstoffen und Salzen (Pekdeger und Sommer-von Jarmersted 1998), refraktärer organischer Substanz (RDOC, Ziegler et al. 2002), Röntgenkontrastmittel wie dem stabilen Gd-DTPA-Komplex (Knappe et al. 2005), adsorbierbaren, organisch gebundenen Halogenen (AOX, Grünheid et al.

2005) und einer Reihe von Arzneimittelrückständen, die in geringen, aber messbaren Konzentrationen im Oberflächenwasser nachgewiesen wurden (Heberer 2002, Reddersen et al. 2002). Da in den Berliner Wasserwerken keine zusätzliche Entfernung organischer Schadstoffe oder Desinfektion erfolgt, ist die Funktionsfähigkeit der vorangehenden natürlichen Reinigungspassage bei der Uferfiltration essentiell, um eine hohe Trinkwasserqualität zu gewährleisten.

Um die Prozesse bei der Uferfiltration im Feld zu untersuchen, wurden zwei Transekten (Transekte Tegel und Transekte Wannsee) errichtet, bzw. bestehende Transekten

ergänzt. Beide Transekten befinden sich im Westen Berlins. Die Transekten bestehen aus einer Reihe von Grundwassermessstellen (GWM) zwischen Oberflächengewässer und jeweils einem Brunnen einer Galerie der Berliner Wasserbetriebe. Die GWM sind in etwa in Strömungsrichtung angeordnet und in verschiedenen Tiefen verfiltert, um eine teufenorientierte Beprobung zu gewährleisten. Um einen Vergleich zur unbeeinflussten Hintergrundkonzentration des Grundwassers zu ermöglichen, wurden jeweils auch GWM landseitig des Brunnens errichtet. Die erste Transekte befindet sich im Nordwesten Berlins am Tegeler See am Entnahmehrunnen 13 der Galerie Tegel (Transekte Tegel, Abb. 2d). Die zweite Transekte befindet sich im Südwesten Berlins am Wannsee am Entnahmehrunnen 3 der Galerie Beelitzhof (Transekte Wannsee, Abb. 2e).

An beiden Standorten besteht der oberflächennahe Grundwasserleiter ebenfalls aus pleistozänen, glaziofluviatilen Lockersedimenten (Saale- und Weichsel-Kaltzeit). Es handelt sich überwiegend um fein- bis grobkörnige Mittelsande, deren anhand von Siebkornanalysen ermittelten  $k_f$ -Werte zwischen  $1,0 \cdot 10^{-5}$  und  $1,2 \cdot 10^{-3}$  m/s liegen. In Tegel werden die Sande stellenweise durch einen saalezeitlichen Geschiebemergel unterteilt, welcher in Wannsee nicht angetroffen wurde. Die Grundwasserleiterbasis bilden in beiden Fällen Tone des Holstein-Interglazials. Gemäß der Berliner Gliederung handelt es sich bei dem vom Uferfiltrat beeinflussten Hauptgrundwasserleiter um den 2. Grundwasserleiter (Limberg & Thierbach 2001). In Wannsee sind die Wasserwerksbrunnen nicht nur im 2., sondern auch im 3., einem elsterzeitlichen glaziofluviatilen Grundwasserleiter verfiltert, der wiederum von einem elsterzeitlichen Schluff unterteilt wird.

## Methodik

Hydraulische Messungen (Grund- und Oberflächenwasserstände, Abflussmessungen) wurden im Oderbruch über einen Zeitraum von 1½ Jahren durchgeführt und sind in Massmann (2002) beschrieben. Die resultierenden Daten dienten als Grundlage für eine stationäre Strömungsmo- dellierung mit dem Softwarepaket Feflow (Wasy 2001). Im Oktober 1999 (Niedrigwasser) wurden mithilfe des Wasser- und Schifffahrtsamts Eberswalde Sedimentproben der Gewässersohle der Oder auf Höhe der Transekte mit einem Kastengreifer entnommen. Das Grund- und Oberflächenwasser wurde zwischen 1999 und 2001 regelmäßig beprobt und auf Standardparameter, stabile Isotopen des Sulfat ( $^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$  und  $^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ ), das radioaktive Chlor-36 ( $^{36}\text{Cl}$ ) sowie Edelgase zur Bestimmung des  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alters untersucht. Weitere Beprobungen zur erneuten Bestimmung der  $^{36}\text{Cl}$ -Konzentration und des  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alters erfolgten 2005 und 2006 an der erweiterten Transekte. Physiko-chemische

Parameter (pH, Eh, Sauerstoffgehalt, Temperatur und elektrische Leitfähigkeit) wurden direkt im Gelände ermittelt und die Methoden sind gemeinsam mit der am Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (Zalf e.V.) durchgeführten Anionen- und Kationenanalytik und der Messung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in Massmann et al. (2004b) beschrieben. Die Details der Messung von  $^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$  und  $^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$  an der Universität in Freiberg sind in Massmann et al. (2003) aufgeführt. Die Vorgehensweise bei Probennahme und Messung für die Analyse von  $^{36}\text{Cl}$  an der University of Tsukuba (Japan) und die der Edelgase für die Tritium-Helium-Datierung an der Universität Bremen finden sich jeweils in Tosaki et al. (2007) und Sültenfuß & Massmann (2004). Die Separation der Edelgaskomponenten und die Bestimmung des Grundwasseralters mit der erstmals von Tolstikhin & Kamenskiy (1969) vorgeschlagenen  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Methode sind ebenfalls in Sültenfuß & Massmann (2004) beschrieben.

In Berlin wurden das Oberflächenwasser, die Grundwassermessstellen und Entnahmehrunnen an den Transekten von 2003 bis 2005 über einen Zeitraum von 2 Jahren monatlich beprobt. Die Beprobung wurde mit einer MP1-Pumpe (Grundfos) durchgeführt. Die physiko-chemischen Parameter wurden im Gelände in einer Durchflusszelle bestimmt. Die Analyse von im Wasser gelösten Kationen, Anionen und DOC im Labor der Berliner Wasserbetriebe ist in Massmann et al. (2008b) beschrieben. Die massenspektrometrische Messung der stabilen Isotope von Sauerstoff und Wasserstoff wurde am Alfred-Wegener-Institut in Potsdam durchgeführt und ist in Massmann et al. (2008c) und im Detail in Meyer et al. (2000) nachzulesen. Bezüglich der Methoden der analytischen Bestimmung phenazonartiger Pharmazeutika und deren Rückstände wird auf Massmann et al. (2008a) bzw. ausführlich auf Zühlke et al. (2004) verwiesen, die der Sulfonamide ist in Richter et al. (2007) und die der antimikrobiell wirksamen Pharmaka ist in Heberer et al. (2008) beschrieben. Die Methode zur Bestimmung des Anteils überschüssiger Gase im Grundwasser („Excess air“) kann in Massmann & Sültenfuß (2008) nachgelesen werden.

## Ergebnisse und Diskussion: Standortvergleich

### Organische Spurenstoffe im Oberflächenwasser

Die Zusammensetzung des Oberflächenwassers ist ein wesentlicher Faktor, der Einfluss auf die Qualität des Uferfiltrates und letztlich, im Falle einer Wassergewinnung für die Trinkwasserproduktion, auch auf die des Rohwassers hat. In diesem Zusammenhang sind insbesondere aus dem geklärten Abwasser stammende persistente Stoffe von Interesse (z. B. Arzneimittelrückstände und Industriechemikalien), die zunehmend im Oberflächenwasser detektiert werden

(z. B. Heberer 2002, Derksen et al. 2004, Reemtsma et al. 2006). Gereinigtes Abwasser aus kommunalen und industriellen Kläranlagen wird i. A. in das nahe gelegene Oberflächenwasser eingeleitet. Reemtsma et al. (2006) wiesen bereits darauf hin, dass schlecht abbaubare polare organische Substanzen in partiell geschlossenen Wasserkreisläufen ein Problem darstellen können, da die Möglichkeit besteht, dass sie sich mit dem Wasser vom Abwasser bis in das Trinkwasser bewegen. Man spricht in diesem Zusammenhang auch von sog. trinkwasserrelevanten Stoffen, Rückständen oder Kontaminanten.

Da das Uferfiltrat im Oderbruch nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, stand die Untersuchung der Wasserqualität der Oder nicht im Vordergrund. Andere Autoren wiesen jedoch verschiedene abwasserbürtige Substanzen in der Oder nach, unter anderem das Antioxidationsmittel 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-toluene (BHT) und dessen Abbauprodukt 3,5-di-tert-butyl-4-hydroxy-benzaldehyde (BHT-CHO, Fries & Püttmann 2004) sowie die drei Organophosphatester Tributylphosphat (TBP), Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) und Tris(2-butoxyethyl)phosphat (TBEP, Fries & Püttmann 2003).

Wie eingangs erwähnt kann der Anteil geklärten Abwassers im Oberflächenwasser in Berlin lokal recht hoch sein. Die schwankende zeitliche und räumliche Verteilung der Anteile geklärten Abwassers im Berliner Oberflächenwassersystem wurde bereits in Massmann et al., (2007) diskutiert. Neben der schon genannten Erhöhung der Konzentrationen von Nährstoffen und Salzen, refraktärer organischer Substanz, Gd-DTPA und AOX wurden im Tegeler See und im Wannsee eine Reihe von Arzneimittelrückständen, zumeist im ng/l-Bereich, nachgewiesen. Zu den nachgewiesenen Substanzen gehören Bezafibrat (Blutlipidsenker), Carbamazepin (Antiepileptikum), Clofibrinsäure (Metabolit verschiedener Lipidsenker), Diclofenac (Analgetikum), Indomethacin (Analgetikum), Primidon (Antiepileptikum) und Propyphenazon (Analgetikum). Die in Proben von Mai 2002 bis August 2004 ermittelten jeweiligen minimalen und maximalen Konzentrationen sind in Massmann et al. (2007) aufgelistet.

Ebenfalls in geringen Konzentrationen detektiert wurden das Analgetikum Phenazon und eine Reihe von phenazonartigen Rückständen, zu denen DP (1,5-Dimethyl-1,2-dehydro-3-pyrazolon), FAA (4-Formylaminoantipyrin), AAA (4-Acetylaminoantipyrin) und AMDOPH (1-Acetyl-1-methyl-2-dimethylloxamoyl-2-phenylhydrazid) gehören. Die Mediane der Konzentrationen (Mai 2002 bis August 2004) dieser Substanzen im Wannsee lagen zwischen 0,03 (DP) und 0,53 (AAA) µg/l und können im Detail in Massmann et al. (2008a) nachgelesen werden. Die Mediane der Konzentrationen der verwandten Substanzen Propyphenazon (Analgetikum), Dimethylaminophenazon (Analgetikum) und der Metaboliten PDP (4-(2-Methylethyl)-1,5-dimethyl-

1,2-dehydro-3-pyrazole) und AMPH (1-acetyl-1-methyl-2-phenylhydrazid) blieben unterhalb der Nachweisgrenzen (Massmann et al. 2008a).

Heberer et al. (2008) untersuchten die Konzentrationen antimikrobieller Rückstände im Wannsee. Der Nachweis antimikrobiell wirksamer Rückstände im Wasserkreislauf ist besonders bedenklich, da er mit der Frage der Bildung bzw. der Förderung arzneimittelresistenter Bakterien in Zusammenhang gebracht wird (Kleiner et al. 2007, Kemper 2008). Sieben von 19 analysierten Substanzen wurden in messbaren Konzentrationen im Wannsee nachgewiesen. Zu den identifizierten Substanzen gehören die Makrolide Clarithromycin, Roxithromycin und Anhydroerythromycin, die Sulfonamide Sulfamethoxazol und dessen Metabolite Acetyl-sulfamethoxazol, das Diaminopyrimidin Trimethoprim, wie auch das Lincosamid Clindamycin. Die medianen Konzentrationen lagen zwischen 7 (Acetyl-sulfamethoxazol) und 151 (Sulfamethoxazol) ng/l.

Richter et al. (2008) analysierten die aus dem Abwasser stammenden Sulfonamide *para*-Toluensulfonamid (p-TSA), *ortho*-Toluensulfonamid (o-TSA) und Benzolsulfonamid (BSA) im gesamten Berliner Oberflächenwassersystem und stellten eine deutliche räumliche Abhängigkeit zwischen den p-TSA-Konzentrationen und den Einleitungsstellen des geklärten Abwassers fest. Während die Havel stromaufwärts der Stadtgrenzen nur geringe Hintergrundkonzentrationen an p-TSA (< 0,1 µg/l) enthält und o-TSA und BSA nicht nachweisbar sind (< 0,05 µg/l), steigen die Konzentrationen unterhalb den Einleitungsstellen der Klärwerke deutlich auf bis zu 0,90 (p-TSA), 0,59 (o-TSA) und 0,42 (BSA) µg/l an. Alle drei Substanzen sind ubiquitär im urbanen Oberflächenwasser enthalten.

#### Beschaffenheit der Gewässersohlen

Der dynamische Übergangsbereich zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser, also die Gewässersohle, ist für die Qualität des Uferfiltrats von besonderer Bedeutung. Man bezeichnet diese Zone häufig auch als hyporheische Zone. Die hyporheische Zone zeichnet sich durch besonders hohe Temperatur, Redox-, pH-, Sauerstoff- und Kohlenstoffgradienten aus (Tufenkji et al. 2002) und ist biologisch besonders aktiv (Hiscock & Grischek 2002). Durch Kolmation, beispielsweise durch die Deposition feinkörnigen Materials (Brunke 1999) oder die Bildung von Biofilmen (Battin & Sengschmitt 1999) können Infiltrationsraten deutlich reduziert werden. Obwohl dies die Ergiebigkeit der Uferfiltratfassungen senken kann, ist die Bildung einer Kolmationsschicht durchaus auch von Vorteil. Sie ist aufgrund der höheren Anteile an feinkörnigem Material und/oder organischem Kohlenstoff potenziell effektiver wenn es um den Rückhalt von Kontaminanten geht. Außerdem führt sie zur Verlängerung der Aufenthaltszeiten des Uferfiltrates

im Untergrund, was grundsätzlich positiv zu bewerten ist. Verschiedene Autoren konnten zeigen, dass die wichtigsten wasserchemischen Veränderungen bereits während der ersten Dezimeter oder Meter der Untergrundpassage ablaufen (Hoehn et al. 1983, Jacobs et al. 1988, Bourg et al. 1989, Bourg & Bertin 1993, Dousson et al. 1997, Brugger et al. 2001).

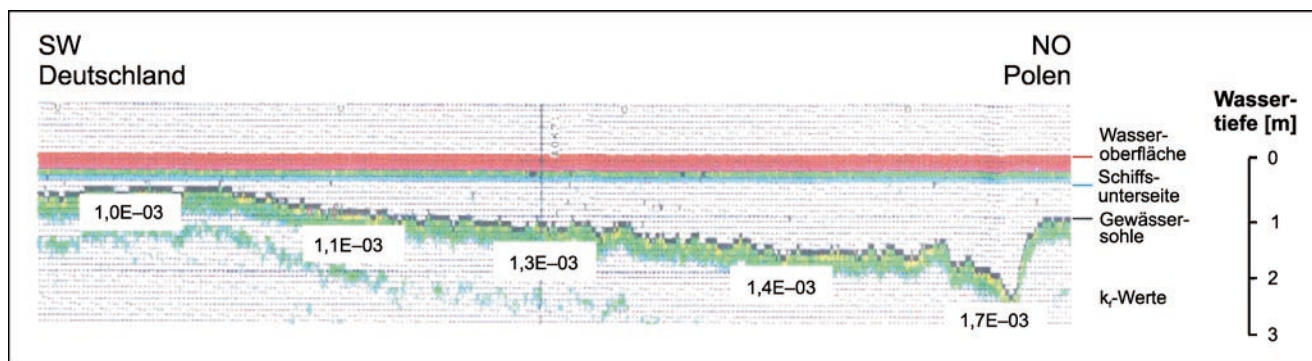
Die Oderbasis ist im Untersuchungsgebiet sehr gut durchlässig und nicht kolmatiert. Die Oder ist hydraulisch sehr gut an das Grundwasser angebunden (Massmann 2002). Zum Zeitpunkt der Sedimentprobennahme an der Gewässersohle herrschte Niedrigwasser und die Wassertiefe betrug lediglich 1–2 m (Abb. 3). Wie das gewonnene Echolotprofil durch die Oder auf Höhe der Untersuchungstransekte zeigt, führt die Biegung im Flussverlauf am Prallhang (nordöstlichen Flussufer) aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeiten zu verstärkter Erosion. Die größten Wassertiefen und die höchsten Sedimentdurchlässigkeiten finden sich deshalb am polnischen Flussufer. Die durch Siebung ermittelten  $k_f$ -Werte liegen zwischen  $1,0$  und  $1,7 \cdot 10^{-3}$  m/s, die Gewässersohle ist besser durchlässig als der Grundwasserleiter, dessen mittlere, für verschiedene Kerne bestimmten Durchlässigkeiten mit  $1,4$  und  $4,7 \cdot 10^{-4}$  m/s eine Größenordnung niedriger liegen (Massmann 2002).

Trotz der guten Durchlässigkeiten zeichnen sich auch entlang der Oderbruchtransekte die ersten Meter der Infiltrationsstrecke durch besonders hohe Stoffumsätze aus. Die im oxischen Oderwasser enthaltenen Elektronenakzeptoren Sauerstoff und Nitrat werden bei der Infiltration schnell verbraucht und waren in keiner der GWM nachweisbar, gleichzeitig verringerten sich der pH-Wert und die DOC-Konzentrationen (Massmann et al. 2004b).

Die Sedimentbeschaffenheit der hyporheischen Zone ist in Berlin deutlich heterogener als in der Oder. Massmann et al. (2008b) kartierten die ufernahen Sedimente der Gewässersohle des Wannsees bis in eine Entfernung von etwa 150 m vom Ufer. Die überwiegend feinsandigen Bereiche

mit variablen Anteilen an organischem Kohlenstoff dominierten bis in eine Wassertiefe von 7 m. Unterhalb dieser Marke überwogen stark wasserhaltige, organikreiche Mudden. Trotz der sehr großen räumlichen Heterogenität zeigen die in Massmann et al. (2008b) dokumentierten Karten, dass die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff generell mit zunehmender Wassertiefe zunehmen, während die Durchlässigkeiten abnehmen. Die an gestörten Proben vorgenommenen Darcy-Tests ergaben  $k_f$ -Werte in der Größenordnung von  $10^{-4}$  m/s (am Ufer) bis  $10^{-7}$  m/s (in größeren Wassertiefen), die aufgrund der gestörten Sedimentstruktur wahrscheinlich noch deutlich über den echten, geringeren Durchlässigkeiten liegen. Die ermittelten  $k_f$ -Werte sind deutlich niedriger als die für den Grundwasserleiter ermittelten Werte, die sich meist in einer Größenordnung von  $10^{-4}$  m/s befinden (Massmann et al. 2008b). Fritz et al. (2002) nehmen an, dass die Mudden sehr schlecht durchlässig sind. Aufgrund der eher geringen Durchlässigkeiten der Gewässersohle und der starken Grundwasserspiegelabsenkung durch die Brunnengalerien sind die hydraulischen Bedingungen unterhalb der Gewässersohle teils ungesättigt, zumindest entlang eines Uferstreifens von einigen Zehnermetern (Massmann et al. 2008b).

Die heterogene Sedimentbeschaffenheit wirkt sich auf den Redoxchemismus in der Infiltrationszone aus. Die Uferfiltration ist nur sehr nah am Ufer (und auch dort nur im Winter) oxisch. Mit größerer Entfernung vom Ufer und zunehmend erhöhten Gehalten organischen Kohlenstoffs im Sediment werden die hydrochemischen Bedingungen des Infiltrats sehr schnell anoxisch und Nitrat und Sauerstoff werden innerhalb weniger Dezimeter verbraucht (Massmann et al. 2008b). Im Zuge der Untersuchungen der hyporheischen Zone wurde für einen Säulenversuch ein 1 m langer ungestörter Sedimentkern aus der Infiltrationszone im Wannsee (20 m Uferentfernung) entnommen. Der Kern wurde unter naturnahen Bedingungen im Labor mit Wannseewasser durchströmt und mit einer Reihe von Be-



**Abb. 3** Echolotprofil durch die Oder über eine Entfernung von 200 m vom deutschen (südwestlichen) zum polnischen (nordöstlichen) Ufer. Die  $k_f$ -Werte [m/s] zeigen die gute Durchlässigkeit der Sedimente

probungshähnen und Sauerstoffoptoden (Hecht & Kölling 2002) bestückt (Massmann et al. 2008b). Es zeigte sich, dass an dieser Stelle Sauerstoff maximal bis in eine Tiefe von 0,2 m, Nitrat maximal bis in eine Tiefe von 0,9 m in das Sediment vordringt.

Die unterschiedliche Beschaffenheit der Sedimente an den Gewässersohlen von Oder und Havel (bzw. Tegeler See und Wannsee) überrascht nicht, wenn man die mittleren Abflüsse der Gewässer miteinander vergleicht. Der Abfluss der Oder am Pegel Hohensaaten-Finow (Messstellennummer 6030800) beträgt im Mittel  $534 \text{ m}^3/\text{s}$  (MQ 1975–1999, Bundesamt für Gewässerkunde 2008). Zudem ist das Gefälle der Oder entlang des Oderbruchs aufgrund der Flussbegradigung sehr hoch ( $\sim 0,00016$ ), entsprechend hoch sind die Fließgeschwindigkeiten. Das gesamte Wasservolumen, welches über Spree, Dahme, Oder-Spree-Kanal und Oberhavel in die Stadt Berlin fließt, liegt im Gegensatz dazu im Mittel der Jahresreihe 2001/2005 bei nur  $34,7 \text{ m}^3/\text{s}$  (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt & Verbraucherschutz Berlin 2008). Durch die Stauhaltung und die Breite der häufig eher seenartigen Erweiterungen der Ober- und Unterhavel sind das Gefälle und die Fließgeschwindigkeiten des Oberflächenwassers sehr gering. Während die hydraulischen Bedingungen also an der Oder eher zum Abtransport von feinkörnigem Material an der Gewässersohle zu führen scheinen, begünstigen die Bedingungen in Berlin Sedimentation und Kolmation. Es ist unklar in welchem Ausmaß die Beschaffenheit der Sedimente der Berliner Gewässersohlen anthropogen bedingt ist. Denkbar ist, dass die erhöhten Anteile geklärten Abwassers die natürliche Kolmation durch erhöhtes Algenwachstum bzw. Sedimentation organischen Materials verstärkt haben (Sophocleous 2002).

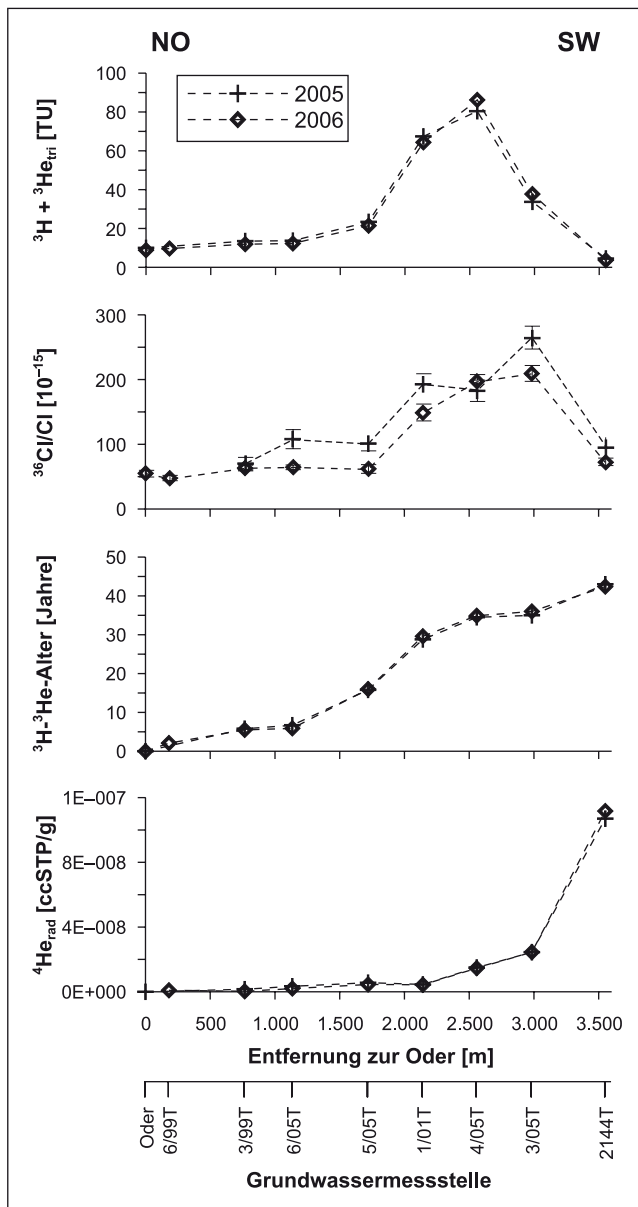
#### Grundwasserdynamik

Die hydraulischen Bedingungen bei der Uferfiltration können sehr unterschiedlich sein. Wie eingangs erwähnt sind aus hydrodynamischer Sicht die Kenntnis von Infiltrationszonen, Mischungsverhältnissen im Rohwasser, Fließzeiten und -geschwindigkeiten von Bedeutung (Hiscock & Grischek 2002). Die Strömungsverhältnisse werden meist mithilfe von Wasserstandsdaten und Strömungsmodellierungen interpretiert (Hiscock & Grischek 2002), aber auch Umwelttracer spielen eine wichtige Rolle. Häufig ist die Grundwasserströmung an einem Flussufer zum Fluss gerichtet (effluente Bedingungen), während sie auf der anderen Flussseite vom Fluss weggerichtet ist (influente Bedingungen/Uferfiltration). Der Grundwasserstrom unterhalb eines oberflächengewässers wird oft vernachlässigt (Hiscock & Grischek 2002). Unter dem Fluss können auch vollständig oder teilweise ungesättigte Bedingungen herrschen, wenn die Entnahmeraten die Infiltrationskapazität der Gewässersohle an einem Standort übersteigen oder der Grundwasserstand

natürlich unterhalb der Gewässersohle liegt. Übersteigt die Infiltrationsrate die Rate des lateralen Grundwasserabstroms kann sich eine Aufhöhung der Grundwasseroberfläche (Grundwasserberg) unter dem Gewässer bilden (Winter et al. 1998). Die Fließzeiten im Untergrund können an Uferfiltratstandorten stark variieren und von 20 Stunden (Sheets et al. 2002) bis zu Jahrzehnten reichen (Massmann et al. 2008c, Massmann et al. 2009).

Die Untersuchungen im Oderbruch bestätigten, dass das odernahe Grundwasser bis in etwa 3,5 km Entfernung von der Oder praktisch ausschließlich durch Uferfiltration neugebildet wird (Massmann et al. 2004b). Abbildung 4 zeigt die Umwelttracerdaten der tiefen Grundwassermessstellen entlang der in Abbildung 2b dargestellten Projektionslinie von der Oder im Nordosten bis in  $\sim 3,5$  km Entfernung von der Oder. Dargestellt sind die Konzentrationen von „initialen“ Tritium (Summe aus dem Tritium-Zerfall stammenden tritiogenen  $^3\text{He}_{\text{tri}}$  und  $^3\text{H}$ ), das  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl} \cdot 10^{-15}$ -Verhältnis, die  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter und die Konzentrationen an radiogenem Helium-4 ( $^4\text{He}_{\text{rad}}$ ) im Grundwasser. Sowohl  $^{36}\text{Cl}$  als auch  $^3\text{H}$  gelangten in den später 50er bis frühen 60er Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts durch oberirdische Wasserstoffbombentests verstärkt in die Atmosphäre, was weltweit zu deutlichen Konzentrationserhöhungen in den Niederschlägen führte (z. B. Cook & Böhlke 2000). Während das Maximum der  $^{36}\text{Cl}$ -Konzentrationen in den späten 50ern auftrat, erreichte  $^3\text{H}$  das Maximum zu Beginn der 60er Jahre (z. B. Cook & Böhlke 2000).  $^{36}\text{Cl}$  und  $^3\text{H}$  gelangten mit den Niederschlägen auch in die oberflächengewässer und über die Uferfiltration in das Grundwasser im Oderbruch. In Abbildung 4 ist trotz der dispersiven Mischung während des Transports das Maximum der  $^3\text{H}$ -Konzentrationen deutlich in etwa 2,5 km Entfernung von der Oder zu erkennen. Auch die  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}$ -Verhältnisse zeigen ein Maximum, welches erwartungsgemäß in etwas größerer Entfernung von der Oder liegt. Die  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter nehmen mit zunehmender Entfernung von der Oder von wenigen Monaten bis auf über 40 Jahre kontinuierlich zu, während sich gleichzeitig  $^4\text{He}_{\text{rad}}$  im Grundwasser anreichert.  $^4\text{He}_{\text{rad}}$  stammt aus dem Zerfall von Nukliden der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen im Sediment und ist ein semi-quantitativer Anzeiger für sehr alte Wasser (Solomon 2000). Solomon et al. (1996) konnten zeigen, dass es auch möglich ist,  $^4\text{He}_{\text{rad}}$  in Wässern mit einem Alter von 10 bis 1.000 Jahren zu detektieren und als qualitative Altersindikatoren zu nutzen, sofern der Grundwasserleiter aus Sedimenten stammt, die erst vor kurzem ( $< 1.000.000$  Jahre) erodiert wurden. Detaillierte Betrachtungen und eine Transportmodellierung legen nahe, dass die mittleren Fließzeiten landeinwärts des  $^3\text{H}$ -Maximums noch deutlich über den berechneten  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Altern liegen (Massmann et al. 2009). Dies liegt an dem von verschiedenen Autoren (z. B. Kipfer et al. 2002) beschriebenen Effekt nichtlinearer dispersiver Mischung auf die  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter, der die





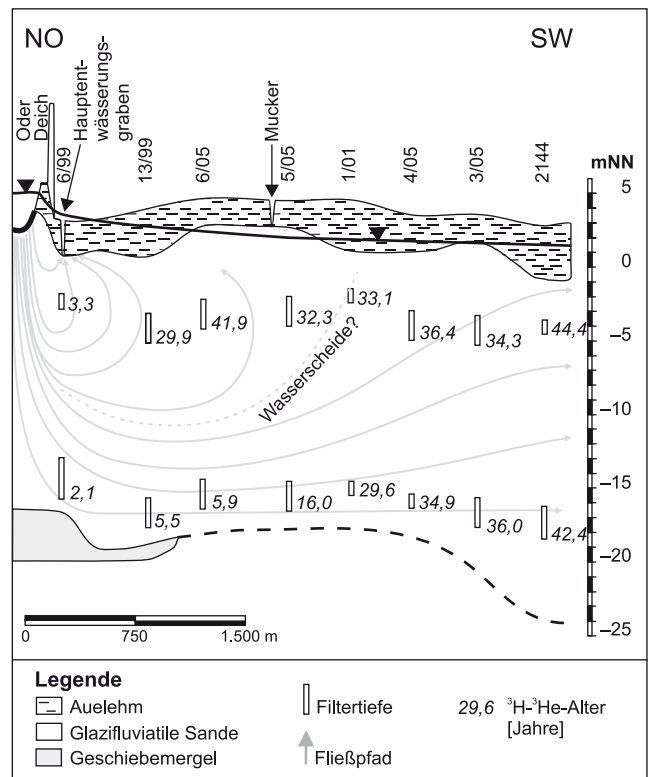
**Abb. 4** Ergebnisse der Umwelttraceranalyse mit Gehalten von initialem Tritium (Summe aus  $^3\text{He}_{\text{in}}$  und  $^3\text{H}$ , Massmann et al. 2009),  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}(\cdot 10^{-15})$ -Verhältnissen (Tosaki et al., eingereicht),  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Altern und Konzentrationen an radiogenem Helium-4 ( $^4\text{He}_{\text{rad}}$ ) im tieferen Grundwasser (Massmann et al. 2009), aufgetragen gegen die Entfernung vom Fluss

Alter tendenziell in Richtung der jüngeren Komponenten verschiebt (Massmann et al. 2009).

Betrachtet man die  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter im flachen Grundwasser entlang der Transekte (Abb. 5), so sind die Ergebnisse weniger eindeutig. Landeinwärts des deichparallelen Entwässerungsgrabens sind die  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter im flachen Grundwasser sehr groß und unterscheiden sich deutlich von den tieferen Grundwasserleiterbereichen. Die hydraulische Modellierung (Massmann 2002) zeigte, dass die Fließpfade

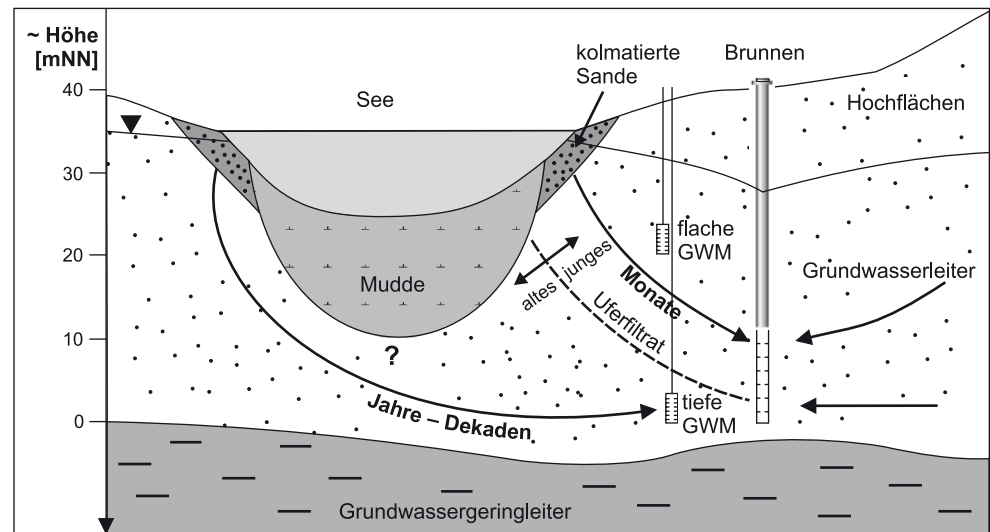
stark in Richtung des deichparallelen Grabens biegen, der etwa 80% des Uferfiltrats abführt. Die vertikale, aufwärts gerichtete Strömungskomponente ist deshalb groß und führt zu Potenzialunterschieden von  $> 1\text{ m}$  zwischen flachen und tiefen Grundwassermessstellen am Graben. Die landeinwärts des Grabens gelegene Wasserscheide scheint einen großen Einfluss zu haben und örtlich zu sehr geringen Fließgeschwindigkeiten zu führen.

Auch an den Uferfiltrationsstandorten in Berlin gibt es eine starke vertikale Fließkomponente, die allerdings in Richtung der Brunnenfilter und somit in die Tiefe zeigt. Die Fließstrecken bis zum Brunnen sind deutlich kürzer als die Fließpfade im Oderbruch, entsprechend geringer sind die Aufenthaltszeiten im Untergrund. Die Fließzeiten vom See bis zum jeweiligen Entnahmebrunnen betragen nach Betrachtungen der Zeitreihen von verschiedenen Tracern am Standort Tegel auf dem kürzesten Weg 4–5 Monate, am Standort Wannsee  $> 4$  Monate (Massmann et al. 2007, Massmann et al. 2008c). Das Uferfiltrat wies jedoch an beiden Transekten eine starke vertikale Altersdifferenzierung auf (Abb. 6). Während sich in den flacheren GWM die jahreszeitlichen Schwankungen geeigneter Tracer wie  $\delta^{18}\text{O}$ ,  $\delta\text{D}$ ,  $\text{Cl}^-$  und  $\text{B}$  (Massmann et al. 2004a) mit geringer Amplitudendämpfung verfolgen ließen, zeigten die tiefer



**Abb. 5** Vereinfachter hydrogeologischer Schnitt entlang der Oderbruch-Transekte mit Filtertiefen, schematischen Fließpfaden und  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Altern (verändert nach Massmann et al. 2009)

**Abb. 6** Konzeptionelles Modell der Uferfiltration in Berlin mit vereinfachter Hydrogeologie, prinzipiellen Infiltrationszonen und Aufenthaltszeiten des Uferfiltrates im Untergrund. Infiltration findet nur entlang der kolmatierten Uferzonen statt, während undurchlässige Mudde an der Gewässersohle die Infiltration verhindern und eine Unterströmung der Oberflächengewässer ermöglichen (verändert nach Massmann et al. 2008c)



verfilterten GWM trotz der relativen Nähe zum Ufer keine oder extrem schwache zeitliche Schwankungen (Massmann et al. 2007). Der zeitliche Versatz der Oberflächenwassersignale lag in den flacheren GWM in der Größenordnung von Monaten. Die ermittelten  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter bestätigten die Erkenntnisse aus der Zeitreihenanalyse und waren geringer als 6 Monate. Für die tieferen GWM ohne deutliche jahreszeitliche Schwankungen wurden hingegen  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter von Jahren bis Jahrzehnten ermittelt (Massmann et al. 2008c). Da das gesamte entnommene Grundwasser zwischen See und Entnahmebrunnen im obersten Grundwasserleiter pharmazeutische Rückstände enthält, die aus dem Oberflächenwasser stammen, ist es eindeutig als Uferfiltrat zu bezeichnen. Die unterschiedlich alten Uferfiltrate ließen sich auch anhand der Konzentrationen verschiedener organischer Spurenstoffe differenzieren. Einige pharmazeutische Rückstände waren im Jahrzehnte alten Uferfiltrat in deutlich höheren (Phenazon, Propyphenazon, AMDOPH, AMPH, Clofibrinsäure) oder niedrigeren Konzentrationen ( $\text{Gd}_{\text{excess}}$ , Carbamazepin, Primidon) als im oberflächennahen, jüngeren Uferfiltrat enthalten (Massmann et al. 2007, Massmann et al. 2008c).

Massmann et al. (2007) schlussfolgerten deshalb, dass es an den Berliner Uferfiltratstandorten im Wesentlichen zwei unterscheidbare Uferfiltrattypen mit unterschiedlichen Infiltrationszonen gibt:

1. Junges, oberflächennahes Uferfiltrat mit einem  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter von  $< 6$  Monaten. Die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe entsprechen im Mittel in etwa denen des Oberflächenwassers (konservative Inhaltsstoffe) oder liegen, als Resultat von Sorption und/oder Abbau, darunter. Jahreszeitliche Schwankungen verschiedener Tracer im Oberflächenwasser wurden mit entsprechendem zeitlichen Versatz im Uferfiltrat wiedergefunden. Das Uferfiltrat stammt vom nächstgelegenen Uferbereich.

2. Älteres Uferfiltrat an der Basis des obersten Grundwasserleiters mit einem  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Alter von Jahren bis Jahrzehnten. Die Konzentrationen einiger Wasserinhaltsstoffe, insbesondere einiger Spurenstoffe, weichen stark von den gegenwärtigen Konzentrationen des Oberflächenwassers ab. Aktuelle jahreszeitliche Konzentrationsschwankungen verschiedener Tracer im Oberflächenwasser lassen sich im Untergrund nicht mehr nachvollziehen. Das Uferfiltrat stammt von weiter entfernten (gegenüberliegenden) Seeufern.

Die Tatsache, dass es eine starke Altersdifferenzierung im Uferfiltrat der zwei Untersuchungsstandorte gibt, lässt sich dadurch erklären, dass es trotz der jeweiligen Breite von Tegeler See und Wannsee von mehr als einem Kilometer zu einer Unterströmung der Seen kommt. Das Uferfiltrat stammt vermutlich im Wesentlichen entweder vom nächstgelegenen Ufer (flache GWM mit jungem Infiltrat) oder von weiter entfernten, gegenüberliegenden Uferbereichen (tiefe GWM mit altem Infiltrat). Möglich wird die Unterströmung durch die Tatsache, dass die Seeböden bis auf die Randbereiche mit einer mächtigen Muddeschicht bedeckt sind, die eine sehr geringe Durchlässigkeit besitzt. Abbildung 6 zeigt ein vereinfachtes konzeptionelles Modell der hydrodynamischen Situation an den Berliner Uferfiltratstandorten, welches die Ergebnisse der Fließzeitenbetrachtungen zusammenfasst.

#### Redoxchemismus des Uferfiltrats

Verschiedene Autoren haben in der Vergangenheit auf die Bedeutung der Redoxbedingungen während der Uferfiltration hingewiesen. Das Redoxmilieu bei der Uferfiltration ist verantwortlich für das Auftreten bzw. die Elimination von Eisen und Mangan (Bourg et al. 1989), Schwermetallen wie Kupfer, Zink, Cadmium und Blei (von Gunten & Kull 1986), Nitrat und Ammonium (Dousson et al. 1997,

Fukaga et al. 2003) sowie Sulfat und gelöstem Sulfid im Infiltrat. Das Redoxmilieu wirkt sich auch auf den pH und die Kalzitlösungskapazität aus (Richters et al. 2004). Seit langem ist außerdem bekannt, dass der Abbau vieler wichtiger organischer Grundwasserkontaminanten redoxabhängig ist (Bouwer & Zehnder 1993).

Die hydrochemischen Bedingungen des Grundwassers im Oderbruch sind generell reduzierend. Das oxische Flusswasser wird während der Infiltration entlang seines Fließweges zunehmend reduziert. Ähnliches wurde an verschiedenen anderen Uferfiltratstandorten beobachtet (von Gunten & Kull 1986, Jacobs et al. 1988, Bourg & Bertin 1993, Lensing et al. 1994, Dousson et al. 1997, Grischek et al. 1998). Die beobachtete großräumige Redoxsequenz erstreckt sich über mehrere Kilometer (Massmann et al. 2004b, Abb. 7). Sie beginnt mit der Sauerstoff- und Nitratzehrung im Bereich der Odersohle (nicht dargestellt), gefolgt von der Reduktion von Mangan(hydr)oxiden und später Eisen(hydr)oxiden. An der GWM 2144 in ~ 3,5 km Entfernung von der

Oder werden letztlich sulfidische Bedingungen angetroffen. Die  $\delta^{34}\text{S}$ -Werte des Sulfats stiegen von +1,8 auf +44,7‰ [vs. CDT] an, was auf eine kontinuierliche, aber sehr langsame Sulfatreduktion hinweist, die sich in den Sulfatkonzentrationen zunächst jedoch nicht widerspiegelte (Massmann et al. 2003).

Analog der Fließzeiten bzw. dem Alter des Uferfiltrats sind in Berlin auch die Redoxzonen eher vertikal stratifiziert. Das Grundwasser wird demnach mit der Tiefe und nicht, wie häufig für andere Standorte beschrieben (siehe oben), mit zunehmender Entfernung vom Ufer reduzierender. In Abbildung 8 sind die mittleren Konzentrationen der Redoxindikatoren  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  gegen die Filtertiefe an der Multilevel GWM BEE202 in 30 m Entfernung vom Wannsee sowie die Konzentrationen im Seewasser aufgetragen (Massmann et al. 2007). Im Seewasser sind  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  enthalten. Die  $\text{O}_2$  und vor allem die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen zeigen starke saisonale Schwankungen, was sich in großen Standardabweichungen niederschlägt. Während die Proben aus den beiden oberflächennächsten Tiefen zeitweise noch  $\text{O}_2$  und  $\text{NO}_3^-$  enthalten, ließen sich diese Elemente in größerer Tiefe nicht mehr nachweisen. Währenddessen nehmen die  $\text{Mn}^{2+}$ - und  $\text{Fe}^{2+}$ -Konzentrationen mit der Tiefe zu. Sulfidische Bedingungen werden nicht erreicht. Vertikale Redoxabfolgen bei der Uferfiltration wurden in einigen Fällen bereits beschrieben (Richters et al. 2004, Hoehn et al. 1983). Die Ursache der vertikalen Redoxzonierung liegt zum Teil in der vertikalen Altersabfolge. Zusätzlich zu der Tiefenabhängigkeit des Redoxmilieus zeigte sich in Berlin aber auch, dass die Redoxzonen unterhalb des Sees enger gestaffelt sind, während sie sich in Richtung des Brunnens aufweiten (Massmann et al. 2008b). Diese Aufweitung wird vermutlich durch einen zusätzlichen Eintrag von Sauerstoff aus der ungesättigten Zone nach der Infiltration hervorgerufen. Eine Wiederbelüftung des vormals anoxischen Uferfiltrates wurde bereits von Bourg & Bertin (1993) und Tufenkji et al. (2002) beschrieben. In Berlin führen die vom irregulären Pumpbetrieb (Brunnenschaltungen erfolgen entsprechend des Bedarfs und zeigen kein reguläres Muster) verursachten Wasserspiegelschwankungen höchstwahrscheinlich zum Einschluss von Gasblasen, die sich dann, zumindest teilweise, durch den erhöhten hydrostatischen Druck lösen. Untersuchungen von überschüssiger Luft („excess air“, Massmann & Sültenfuß 2008) und eine Modellierung (Kohfahl et al. 2009) bestätigen diese Hypothese.

Insgesamt ergaben die Untersuchungen in Berlin, dass die Redoxbedingungen bei der Uferfiltration von einer ganzen Reihe von Faktoren gesteuert werden. Neben der Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren und -donatoren spielen Wassertemperaturen (Massmann et al. 2006, Massmann et al. 2008b), die Gehalte von partikulärem organischem Kohlenstoff der Gewässersohle (Massmann et al. 2008b),

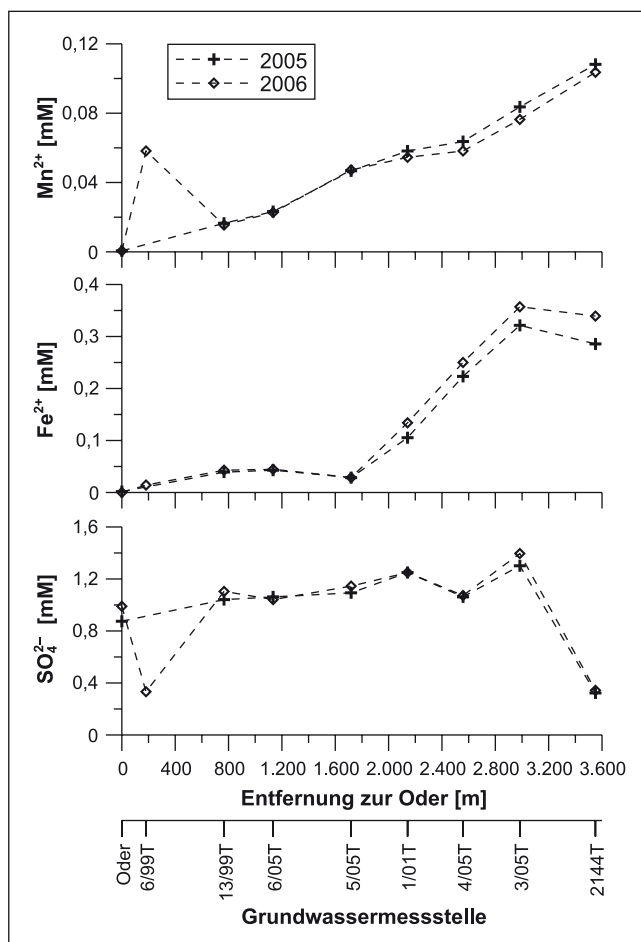
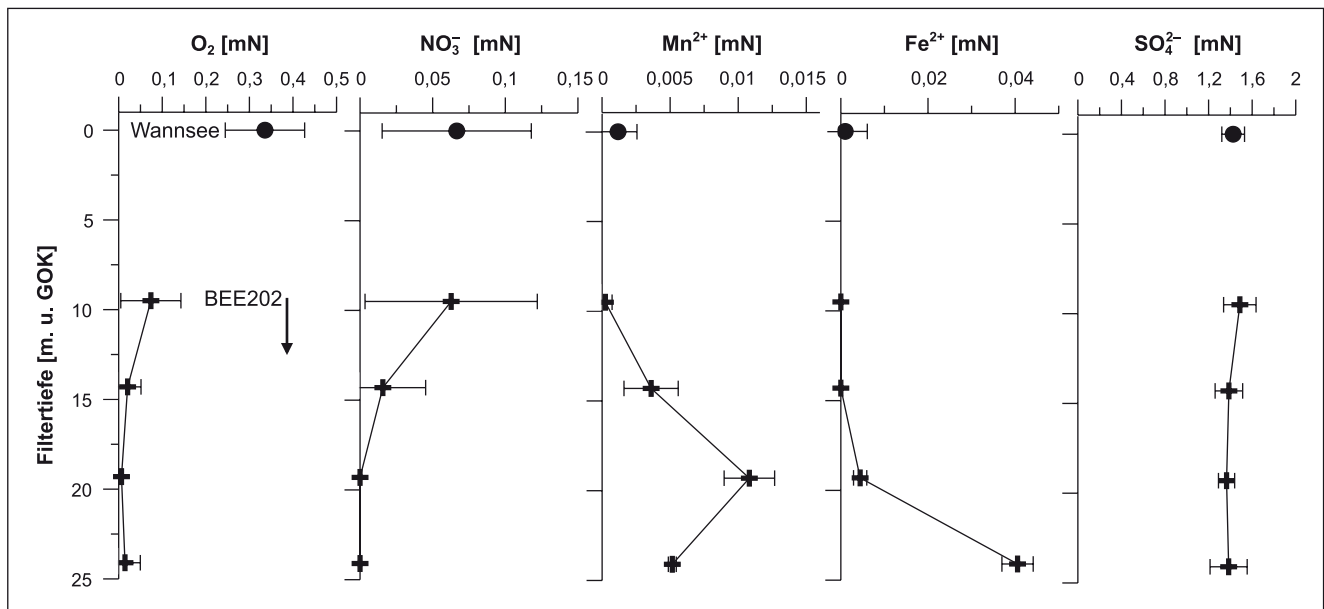


Abb. 7 Konzentrationen von  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  [mM] im Grundwasser im Oderbruch (tiefe GWM). Das Uferfiltrat wird mit zunehmender Entfernung von der Oder immer stärker reduziert



**Abb. 8** Mittelwerte (Jan. 2003–Aug. 2004,  $n = 20$ ) der Redoxindikatoren  $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$  und  $SO_4^{2-}$  in den entsprechenden Filtertiefen der Multilevel GWM BEE202 (Abb. 2). Es handelt sich um Einzelmessstellen mit jeweiligen Filterlängen von 2 m in den gegebenen Tiefen. Die Oberflächenwasserkonzentrationen (Kreise; Mittelwerte Mai 2002–Aug. 2004,  $n = 28$ , Fehlerbalken = Standardabweichung) sind ebenfalls dargestellt (Massmann et al. 2007)

Aufenthaltszeiten im Grundwasserleiter und durch das Förderregime bedingte Wasserspiegelschwankungen (Massmann & Sültenfuß 2008, Kohfahl et al. 2009) eine Rolle.

#### Transport und Rückhalt von organischen Spurenstoffen bei der Uferfiltration

Der überwiegende Teil der im Oberflächenwasser in Berlin enthaltenen organischen Spurenstoffe wird teilweise oder ganz während der Uferfiltration aus dem Wasser entfernt, unter anderem die besonders kritischen Antibiotika. Trotzdem erwiesen sich einige Substanzen als äußerst persistent und mobil im Grundwasser. Eine geringe Elimination wurde beispielsweise für den Analgetikametaboliten AMDOPH sowie für die Antiepileptika Primidon und Carbamazepin festgestellt (Massmann et al. 2007). Weniger persistent aber vereinzelt auch in Wasserwerksbrunnen nachweisbar waren die Pharmakarückstände Propyphenazon, Clofibrinsäure und Diclofenac (Massmann et al. 2007). Allerdings gilt hier zu bedenken, dass die entsprechenden Brunnen eine Mischung aus Uferfiltrat unterschiedlichen Alters (vgl. Grundwasserdynamik) und unbelastetem landseitigen sowie tieferem Grundwasser fördern. Insbesondere im alten Uferfiltrat fallen einige Unterschiede zum jüngeren Infiltrat auf. So wurden im jahrzehntealten Uferfiltrat einige Substanzen in Konzentrationen nachgewiesen, die die derzeitigen Gehalte im Oberflächenwasser deutlich übersteigen, was sich nur durch einen ehemals höheren Eintrag und ein persistentes

Verhalten erklären lässt (z. B. Phenazon, AMPH, AMDOPH, Propyphenazon; Massmann et al. 2008c).

Von den sieben im Oberflächenwasser nachweisbaren antimikrobiell wirksamen Arzneistoffen wurden nur drei (Anhydroerythromycin, Clindamycin und Sulfamethoxazole) mit medianen Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze in ufernahen Grundwassermessstellen (BEE205, BEE206, Fließzeit  $\leq 1$  Monat) detektiert (Heberer et al. 2008). Mit Ausnahme von Sulfamethoxazol wurden keine Rückstände dieser Verbindungen im Uferfiltrat mit Fließzeiten  $\geq 1$  Monat und ebenso wenig in den Entnahmebrunnen gefunden. Die Konzentrationen von Sulfamethoxazol im Wasserwerksbrunnen 3 in Wannsee waren mit 1–4 ng/l ebenfalls sehr gering (Heberer et al. 2008).

An den Berliner Uferfiltrationsstandorten zeigte sich, dass der wichtigste, den Abbau verschiedener organischer Spurenstoffe beeinflussende hydrochemische Parameter das räumlich und zeitlich stark variierende vorherrschende Redoxmilieu im Grundwasser ist. Eine Reihe von organischen Spurenstoffen verhielt sich redox-sensitiv, das heißt, ihr Abbau war abhängig vom Redoxmilieu, insbesondere von der Verfügbarkeit von Sauerstoff. Zu den redox-sensitiven Substanzen gehören das Schmerzmittel Phenazon und andere Phenazon-artige Substanzen (Massmann et al. 2008a), das Antibiotikum Clindamycin (Heberer et al. 2008) und die Sulfonamide p-TSA und o-TSA (Richter et al. 2009), die alle besser unter oxidischen Bedingungen eliminiert wurden. Das Sulfonamid Sulfamethoxazol hingegen wurde besser

unter anoxischen Verhältnissen aus dem Infiltrat entfernt (Heberer et al. 2008). Die Tatsache, dass z. B. Phenazon während der aeroben Abwasser- oder Trinkwasseraufbereitung sehr schnell abgebaut wird (Zuehlke et al. 2007), sich im anoxischen Grundwasser aber äußerst persistent verhält (Massmann et al. 2008a) verdeutlicht, dass eine Korrelation von instationären hydraulischen (Fließzeiten, Mischung, Fließpfaden) und hydrochemischen (insbesondere Redox-) Bedingungen mit dem Verhalten organischer Spurenstoffe im Gelände überaus wichtig ist.

## Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Betrachtung von Umwelttracern bietet gegenüber rein hydraulischen Methoden Vorteile für die hydrodynamische Interpretation von Uferfiltrationsstandorten. Die  $^3\text{H}$ - $^3\text{He}$ -Methode eignet sich zur Bestimmung von Fließzeiten, wenn diese in der Größenordnung von Jahren bis Jahrzehnten liegen.  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}$ -Verhältnisse und Konzentrationen von  $^4\text{He}_{\text{rad}}$  können zusätzlich als Altersindikatoren dienen. Bei Fließzeiten von wenigen Monaten bietet sich die Methode der Fließzeitbestimmung durch den Versatz des Inputsignals saisonal schwankender konservativer Inhaltsstoffe an.

Die Untersuchungsstandorte im Oderbruch und Berlin unterscheiden sich sehr stark insbesondere bezüglich der Beschaffenheit der Gewässersohle (gut bzw. schlecht durchlässig), der Fließzeiten (Jahrzehnte bzw. Monate bis Jahrzehnte) und der Ausbildung von Redoxzonen (horizontale bzw. vertikale Redoxabfolge). Dabei nimmt die Beschaffenheit bzw. Durchlässigkeit der Gewässersohle eine Schlüsselfunktion ein. Während das Oderbett besser durchlässig ist als der angrenzende Grundwasserleiter, sind die Gewässersohlen der Berliner Gewässer extrem heterogen ausgebildet und vor allem deutlich geringer durchlässig als die angrenzenden Grundwasserleitersedimente. Aufgrund dessen ist eine Infiltration in Berlin nur an den besser durchlässigen Uferzonen möglich und nicht in Zonen größerer Wassertiefe des Oberflächengewässers, was letztlich auch die Unterströmung der Seen bedingt. Aufgrund der starken vertikalen Unterschiede der Uferfiltratalters im oberflächennahen Grundwasserleiter wird das Uferfiltrat nicht, wie im Oderbruch, mit der Entfernung vom Ufer, sondern mit der Tiefe zunehmend reduziert.

Da das Oberflächenwasser in Berlin einen variablen Anteil geklärten Abwassers enthält, konnten einige abwasserbürtige Substanzen (z. B. pharmazeutische Rückstände) im Oberflächenwasser und Uferfiltrat nachgewiesen werden. Es zeigte sich, dass der wichtigste, den Abbau verschiedener organischer Spurenstoffe beeinflussende hydrochemische Parameter das räumlich und zeitlich stark variierende vorherrschende Redoxmilieu im Grundwasser ist. Neben der Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren und -donato-

ren werden die Redoxbedingungen bei der Grundwasseranreicherung in Berlin von einer ganzen Reihe von Faktoren gesteuert, zu denen die Wassertemperaturen, Gehalte von partikulärem organischem Kohlenstoff der Gewässersohle, Aufenthaltszeiten im Grundwasserleiter und durch das Förderregime bedingte Wasserspiegelschwankungen gehören. Einige der organischen Spurenstoffe verhielten sich redoxsensitiv, das heißt, ihr Abbau war abhängig vom vorherrschenden Redoxmilieu, insbesondere von der Verfügbarkeit von Sauerstoff.

**Danksagung** Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung des Oderbruch-Projektes (DFG Projektnummer Ma 3274 1-1). Veolia Water und den Berliner Wasserbetrieben danken wir für die Finanzierung des am Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB gGmbH) koordinierten NASRI-Projektes, aus dem die Ergebnisse zur Uferfiltration in Berlin stammen. Das Projekt zum Verhalten von Sulfonamiden im Berliner Wasserkreislauf wurde von den Berliner Wasserbetrieben finanziert, denen wir dafür ebenfalls danken.

## Literaturverzeichnis

- Battin, T. J., Sengschmitt, D.: Linking sediment biofilms, hydrodynamics, and river bed clogging: Evidence from a large river. - *Microbial Ecology* **37**(3), 185–196 (1999)
- Berliner Wasserbetriebe: [www.bwb.de](http://www.bwb.de) (2008)
- Bourg, A. C. M., Darmendrail, D., Ricour, J.: Geochemical filtration of riverbank and migration of heavy-metals between the Deule River and the Ansereuilles Alluvion-Chalk Aquifer (Nord, France). - *Geoderma* **44**(2–3), 229–244 (1989)
- Bourg, C. M., Bertin, C.: Biochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. - *Environ. Sci. Technol.* **27**, 661–666 (1993)
- Bouwer, E. J., Zehnder, A. J. B.: Bioremediation of organic-compounds – putting microbial-metabolism to work. - *Trends in Biotechnology* **11**(8), 360–367 (1993)
- Bouwer, H.: Artificial recharge of groundwater: Hydrology and engineering. - *Hydrogeol. J.*, **10**(1), 121–142 (2002)
- Brugger, A., Reitner, B., Kolar, I., Quéric, N., Herndl, G. J.: Seasonal and spatial distribution of dissolved and particulate organic carbon and bacteria in the banks of an impounding reservoir on the Enns River, Austria. - *Freshwater Biol.* **46**, 997–1016 (2001)
- Brunke, M.: Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hyporheic interstices. - *Int. Review of Hydrobiol.* **84**(2), 99–117 (1999)
- Bundesamt für Gewässerkunde: Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Online-Edition. <http://dlr.bafg.de:8086/>(2008)
- Cook, P. G., Böhlke, J.-K.: Determining timescales for groundwater flow and solute transport. - In: Cook, P. G., Herczeg, A. L. (Hrsg.): *Environmental tracers in subsurface hydrology*; Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/London, 1–30 (2000)
- Derksen, J. G. M., Rijs, G. B. J., Jongbloed, R. H.: Diffuse pollution of surface water by pharmaceutical products. - *Water Science and Technol.* **49**(3), 213–221 (2004)
- Dillon, P.: Future management of aquifer recharge. - *Hydrogeol. J.* **13**, 313–316 (2005).
- DIN 4049-3: Hydrologie – Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie, 10. Ausgabe (1994)
- Dousson, C., Poitevin, G., Ledoux, E., Detay, M.: River bank filtration: modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species. - *J. of Contam. Hydrol.* **25**, 129–156 (1997)

- Fries, E., Püttmann, W.: Monitoring of the three organophosphate esters TBP, TCEP and TBEP in river water and ground water (Oder, Germany).- *J. Environ. Monit.* **5**, 346–352 (2003)
- Fries, E., Püttmann, W.: Monitoring of the antioxidant BHT and its metabolite BHT-CHO in German river water and ground water.- *The Science of the Total Environ.* **319**, 269–282 (2004)
- Fritz, B., Sievers, J., Eichhorn, S., Pekdeger, A.: Geochemical and hydraulic investigations of river sediments in a bank filtration system.- In: Dillon, P.J. (Hrsg.): 4th International symposium on artificial recharge of groundwater; A.A. Balkema, Adelaide, 95–100 (2002)
- Fukaga, T., Hiscock, K.M., Dennis, P.F., Grischek, T.: A dual isotope approach to identify denitrification in groundwater at a river-bank filtration site.- *Wat. Res.* **37**, 3070–3078 (2003)
- Grischek, T.: Zur Bewirtschaftung von Uferfiltrationsfassungen an der Elbe. Doktorarbeit Technische Universität Dresden.- 252 S.; Dresden (2003)
- Grischek, T., Hiscock, K.M., Metschies, T., Dennis, P.F.: Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer.- *Wat. Res.* **32**(2), 450–460 (1998)
- Grünheid, S., Amy, G., Jekel, M.: Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge.- *Water Res.* **39**(14), 3219–3228 (2005)
- Heberer, T.: Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water.- *Journal of Hydrology* **266**(3–4), 175–189 (2002)
- Heberer, T., Massmann, G., Fanck, B., Taute, T., Dünnbier, U.: Behaviour and redox sensitivity of antimicrobial residues during bank filtration.- *Chemosphere* **73**, 451–460 (2008)
- Hecht, H., Kölling, M.: Investigation of pyrite weathering processes in the vadose zone using optical oxygen sensors.- *Environm. Geol.* **42**(7), 800–809 (2002)
- Hiscock, K.M., Grischek, T.: Attenuation of groundwater pollution by bank filtration.- *J. of Hydrol.* **266**, 139–144 (2002)
- Hoehn, E., Zobrist, J., Schwarzenbach, R.P.: Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser – hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Glattal.- *Gas Wasser Abwasser* **8**, 401–410 (1983)
- Jacobs, L.A., von Gunten, H.R., Keil, R., Kuslys, M.: Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland.- *Geochim. et Cosmochim. Acta* **52**, 2693–2706 (1988)
- Jahn, D.: Das Gewässersystem von Spree, Dahme und Havel.- In: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Editor), Zukunft Wasser – Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas.- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, 31–37 (1998)
- Kemper, N.: Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment.- *Ecol. Indicators* **8**, 1–13 (2008)
- Kipfer, R., Aeschbach-Hertig, W., Peeters, F., Stute, M.: Noble gases in lakes and groundwater.- In: Porcelli, D., Ballentine, C.J., Wieler, R. (Hrsg.): Noble gases in geochemistry and cosmochemistry.- *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* **47**, Mineralogical Society of America: Washington, DC, 615–700 (2002)
- Kleiner, D.K., Katz, S.E., Ward, P.M.: Development of in vitro antimicrobial resistance in bacteria exposed to residue level exposures of antimicrobial drugs, pesticides and veterinary drugs.- *Chemotherapy* **53**, 132–136 (2007)
- Knappe, A., Möller, P., Dulski, P., Pekdeger, A.: Positive gadolinium anomaly in surface water and ground water of the urban area Berlin, Germany.- *Chemie der Erde* **65**, 167–189 (2005)
- Kohfahl, C., Massmann, G., Pekdeger, A.: Sources of oxygen flux into the groundwater during induced bank filtration.- *Hydrol. J.* **17**, 571–578; DOI: 10.1007/s10040-008-0389-8 (2009)
- Lensing, H.J., Vogt, M., Herring, B.: Modeling of biologically mediated redox processes in the subsurface.- *J. of Hydrol.* **159**, 125–143 (1994)
- Liedholz, T.: Die hydrochemischen Verhältnisse im oberflächennahen Grundwasser des Oderbruchs.- 131 S.; Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen **209** (2001)
- Limberg, A., Thierbach, J.: Hydrostratigraphie von Berlin – Korrelation mit dem Norddeutschen Gliederungsschema.- *Brandenburgische Geowiss. Beiträge* **9**(1/2), 65–68 (2001)
- Massmann, G.: Infiltration of river water into the groundwater – investigations and modelling of hydraulic and geochemical processes in the Oderbruch aquifer, Germany.- 218 S.; www.dissertation.de (2002)
- Massmann, G., Dünnbier, U., Heberer, T., Taute, T.: Behaviour and redox sensitivity of pharmaceutical residues during bank filtration – Investigation of residues of phenazone-type analgesics.- *Chemosphere* **71**(8), 1476–1485 (2008a)
- Massmann, G., Greskowiak, J., Dünnbier, U., Knappe, A., Pekdeger, P.: The impact of variable temperatures on the redox conditions and the behaviour of pharmaceutical residues during artificial recharge.- *J. of Hydrology* **328**(1–2), 141–156 (2006)
- Massmann, G., Heberer, T., Grützmacher, G., Dünnbier, U., Knappe, A., Meyer, H., Mechlinski, A., Pekdeger, A.: Trinkwassergewinnung in urbanen Räumen – Erkenntnisse zur Uferfiltration in Berlin.- *Grundwasser* **12**, 232–245 (2007)
- Massmann, G., Knappe, A., Richter, D., Pekdeger, A.: Investigating the influence of treated sewage on groundwater and surface water using wastewater indicators in Berlin, Germany.- *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica* **32**(4–5), 336–350 (2004a)
- Massmann, G., Nogeitzig, A., Taute, T., Pekdeger, A.: Seasonal and spatial distribution of redox zones during lake bank filtration in Berlin, Germany.- *Environm. Geol.* **54**(1), 53–65 (2008b)
- Massmann, G., Pekdeger, A., Merz, C.: Redox processes in the Oderbruch polder groundwater flow system in Germany.- *Applied Geochem.* **19**(6), 863–886 (2004b)
- Massmann, G., Sültenfuß, J.: Identification of processes affecting excess air formation during natural bank filtration and managed aquifer recharge.- *J. of Hydrol.* **359**, 235–246 (2008)
- Massmann, G., Sültenfuß, J., Dünnbier, U., Knappe, A., Taute, T., Pekdeger, A.: Investigation of groundwater residence times during bank filtration in Berlin – a multi-tracer approach.- *Hydrol. Proc.* **22**, 788–801 (2008c)
- Massmann, G., Sültenfuß, J., Pekdeger, A.: Tritium/helium dating in a river-recharged aquifer – analysis of long-term dispersion in a porous aquifer.- *Wat. Res. Res.* **45**, W02431 (2009)
- Massmann, G., Tichomirowa, M., Merz, C., Pekdeger, A.: Sulfide oxidation and sulfate reduction in a shallow groundwater system (Oderbruch Aquifer, Germany).- *J. of Hydrol.* **278**(1–4), 231–243 (2003)
- Meyer, H., Schönicke, L., Wand, U., Hubberten, H.-W., Friedrichsen, H.: Isotope studies of hydrogen and oxygen in ground ice-experiences with the equilibration technique.- *Isotopes Environ. Health Stud.* **36**, 133–149 (2000)
- Pekdeger, A., Sommer-von Jarmersted, C.: Einfluß der Oberflächenwassergüte auf die Trinkwasserversorgung Berlins, Forschungspolitische Dialoge in Berlin – Geowissenschaft und Geotechnik, 33–41 (1998)
- Reddersen, K., Heberer, T., Dünnbier, U.: Identification and significance of phenazone drugs and their metabolites in ground- and drinking water.- *Chemosphere* **49**, 539–544 (2002)
- Reemtsma, T., Weiss, S., Mueller, J., Petrovic, M., Gonzalez, S., Barcelo, D., Ventura, Knepper, T.P.: Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: A European perspective.- *Environmental Science & Technology* **40**(17), 5451–5458 (2006)
- Richter, D., Dünnbier, U., Massmann, G., Pekdeger, A.: Quantitative determination of three sulfonamides in environmental water samples using liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry.- *J. Chromatogr. A* **1157**(1–2), 115–121 (2007)

- Richter, D., Massmann, G., Dünnbier, U.: Identification and significance of sulphonamides (p-TSA, o-TSA, BSA) in an urban water cycle (Berlin, Germany).- *Water Res.* **42**(6–7), 1369–1378 (2008)
- Richter, D., Massmann, G., Taute, T., Dünnbier, U.: Investigation of the fate of sulfonamides downgradient of a decommissioned sewage farm near Berlin, Germany.- *J. Cont. Hydrol.* **106**, 183–194 (2009)
- Richters, L., Eckert, P., Terrmann, I., Irmscher, R.: Untersuchung zur Entwicklung des pH-Wertes bei der Uferpassage in einem Wasserwerk am Rhein.- *Wasser Abwasser* **145**(9), 640–645 (2004)
- Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin.- [www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/ogewaesser/index.shtml](http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/ogewaesser/index.shtml) (2008)
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung: Digitaler Umweltatlas Berlin.- [www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/de212\\_02.htm](http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/de212_02.htm) (2005)
- Sheets, R. A., Derner, R. A., Whitteberry, B. L.: Lag times of bank filtration at a well field, Cincinnati, Ohio, USA.- *J. of Hydrol.* **266**, 162–174 (2002)
- Solomon, D. K.:  $^4\text{He}$  in groundwater.- In: Cook, P. J., Herczeg, A. L. (Hrsg.): *Environmental tracers in subsurface hydrology*; Kluwer Academic Publishers (2000)
- Solomon, D. K., Hunt, A., Poreda, R. J.: Source of radiogenic helium-4 in shallow aquifers: Implications for dating young groundwater.- *Wat. Resour. Res.* **32**(6), 1805–1813 (1996)
- Sophocleous, M.: Interactions between groundwater and surface water: the state of science.- *Hydrogeol. J.* **10**, 52–67 (2002)
- Sültenfuß, J., Massmann, G.: Datierung mit der  $^3\text{He}$ -Tritium Methode am Beispiel der Uferfiltration im Oderbruch.- *Grundwasser* **9**(4), 221–234 (2004)
- Tolstikhin, I. N., Kamenskiy, I. L.: Determination of groundwater ages by the  $\text{T-}^3\text{He}$  method.- *Geochemistry International* **6**, 810–811 (1969)
- Tosaki, Y., Massmann, G., Tase, N., Sasa, K., Takahashi, T., Matsushi, Y., Tamari, M., Nagashima, Y., Bessho, K., Matsumura, H.: Distribution of  $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}$  in a river-recharged aquifer: Implications for the fallout rate of bomb-produced  $^{36}\text{Cl}$ . *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* (eingereicht)
- Tosaki, Y., Tase, N., Massmann, G., Nagashima, Y., Seki, R., Takahashi, T., Sasa, K., Sueki, K., Matsuhira, T., Miura, T., Bessho, K., Matsumura, H., He, M.: Application of  $\text{Cl-}^{36}$  as a dating tool for modern groundwater.- *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research Section B* **259**(1), 479–485 (2007)
- Tufenkji, N., Ryan, J. N., Elimelech, M.: The Promise of Bank Filtration – A simple technology may inexpensively clean up poor-quality raw surface water.- *Environm. Sci. & Technol.* **42** A (2002)
- von Gunten, U., Kull, T. P.: Infiltration of inorganic compounds from the Glatt River, Switzerland, into a groundwater aquifer.- *Water, Air, and Soil Pollution* **29**, 333–346 (1986)
- Wasy: Feflow, finite element subsurface flow and transport simulation system (2001)
- Winter, T. C., Harvey, J. W., Franke, O. L., Alley, W. M.: *Ground Water and Surface Water – A Single Resource*.- U. S. Geological Survey Circular 1139 (1998)
- Ziegler, D., Hartig, C., Wischnack, S., Jekel, M.: Organic substances in partly closed water cycles.- In: Dillon, P. (Hrsg.): *Management of aquifer recharge for sustainability*; Balkema, Adelaide, Australia, 161–168 (2002)
- Zühlke, S., Dünnbier, U., Heberer, T.: Investigation of the behavior and metabolism of pharmaceutical residues during purification of contaminated ground water used for drinking water supply.- *Chemosphere* **69**, 1673–1680 (2007)
- Zühlke, S., Dünnbier, U., Heberer, T.: Detection and identification of phenazone-type drugs and their microbial metabolites in ground- and drinking water applying solid-phase extraction and gas chromatography with mass spectrometric detection.- *J. of Chrom.* **1050**(2), 201–209 (2004)