

Hydrochemische Veränderung von Oberflächenwässern bei der Uferfiltration

Hydrochemical Changes of Surface Water by Bankfiltration

B. REICHERT¹⁾

Inhalt

	Seite
1. Einführung.....	165
2. Versuchsfeld „Böckinger Wiesen“	166
2.1. Hydrogeologische Rahmenbedingungen	166
2.1.1. Beschreibung der Grundwasserleiter.....	166
2.1.2. Hydraulische Verhältnisse	169
2.2. Meßnetz und Untersuchungsumfang	170
3. Typisierung der Grundwässer und des Oberflächenwassers.....	172
3.1. Neckarwasser und Kiesaquiferwässer.....	172
3.2. Hangwasser	173
3.3. Grundwasser in den tieferen Aquiferen.....	174
3.4. Grundwasser des Förderbrunnens H	174
3.5. Einflußbereich der Uferfiltration	174
4. Saisonale Variabilität des Neckarwassers und des Uferfiltrates.....	178
4.1. Hydraulische Bedingungen während des Beobachtungszeitraumes	178
4.2. Saisonale Schwankungen ausgewählter hydrochemischer Kenn-	
werte	179
5. Reaktionsmechanismen und Milieuindikatoren	184
Zusammenfassung	194
Literatur.....	195
Summary	196
Dank	197

1. Einführung

Natürliche Uferfiltration ist eine häufige Erscheinung an Flüssen und Seen und kann künstlich zur Wassergewinnung initiiert werden. Da Oberflächenwässer jedoch in der Regel stärkeren Verschmutzungen ausgesetzt sind, dringen über die Ufer-

¹⁾ Dipl.-Geol. B. REICHERT, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Universität Karlsruhe, Kaiserstr. 12, D-7500 Karlsruhe.

filtration schadstoffbelastete Oberflächenwässer in den Untergrund ein und bewirken so eine Kontamination des Grundwassers. In der anschließenden Untergrundpassage kommt es relativ rasch zu hydrochemischen Veränderungen der Oberflächenwässer, wobei durch mechanische, chemische und biologische Prozesse eine signifikante Reduktion der Schadstofffracht zu beobachten ist. Eine Vorhersage bzw. Vorausberechnung der Reinigungswirkung der Untergrundpassage wird jedoch durch das ausgeprägte stoff- und milieuspezifische Migrationsverhalten der Schadstoffe erschwert.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die für die hydrochemische Veränderung des Flußinfiltrates maßgeblichen Prozesse an einer Uferfiltrat-Meßstrecke am Neckar bei Heilbronn untersucht. Für eine Bewertung von Schadstoffverteilungsmustern ist insbesondere die detaillierte Charakterisierung der hydrochemischen Verhältnisse unerlässlich. Schwerpunktmäßig werden dabei Milieuindikatoren erfaßt, die für die Beschreibung der chemischen und mikrobiologischen Rahmenbedingungen des Schadstofftransportes bei der Uferfiltration herangezogen werden können. Die Reaktionsmechanismen, die zu Konzentrationsänderungen der verschiedenen Milieuindikatoren und damit zur Veränderung des infiltrierenden Flußwassers bei der Untergrundpassage führen, werden beschrieben. Die Untersuchungen sind Teil des von der DFG geförderten Schwerpunktprogrammes „Schadstoffe im Grundwasser“, in dem von einer interdisziplinären Forschergruppe das komplexe stoffspezifische Verhaltensmuster ausgewählter Schadstoffe und umweltrelevanter Spurenstoffe in einer definierten Uferfiltratstrecke am Neckar bei Heilbronn seit 1986 untersucht wird.

2. Versuchsfeld „Böckinger Wiesen“

Das Testfeld „Böckinger Wiesen“ liegt zwischen den Ortsteilen Klingenberg und Böckingen (Fig. 1). Bei einer Länge von ca. 2 km und einer Größe von 1,2 km² nimmt das intensiv landwirtschaftlich genutzte Wassergewinnungsgebiet fast die gesamte Talbreite ein. Oberstromig wechselt der Neckar von der linken zur rechten Talflanke und begrenzt so das Testfeld. Der Neckar ist im Bereich des Testfeldes durch das ca. 1,5 km nördlich, stromabwärtsgelegene Wehr Heilbronn aufgestaut.

2.1. Hydrogeologische Rahmenbedingungen

2.1.1. Beschreibung der Grundwasserleiter

Die hydrogeologische Situation im Testfeld „Böckinger Wiesen“ ist durch eine Untergliederung in zwei von einander unabhängige Grundwasserstockwerke charakterisiert.

Das eigentliche im Rahmen des DFG-Programmes untersuchte Uferfiltrationssystem stellt ein **poröser Grundwasserleiter** mit ausgeprägter Heterogenität dar. Dieser Porenaquifer wird aus 3–5 m mächtigen schwach-schluffig-sandigen Kiesen quartären Alters aufgebaut. Die ungesättigte Zone über den Neckarkiesen wird von feinsandig-schluffigen holozänen Talaelehmen gebildet, die zwischen 2,5 und 5,5 m mächtig sind (Fig. 2).

Ein mittlerer Gebiets-Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert) von rund 0,01 m/s, bzw. eine mittlere Transmissivität von 0,03 m²/s wurde im Rahmen eines Großpump-

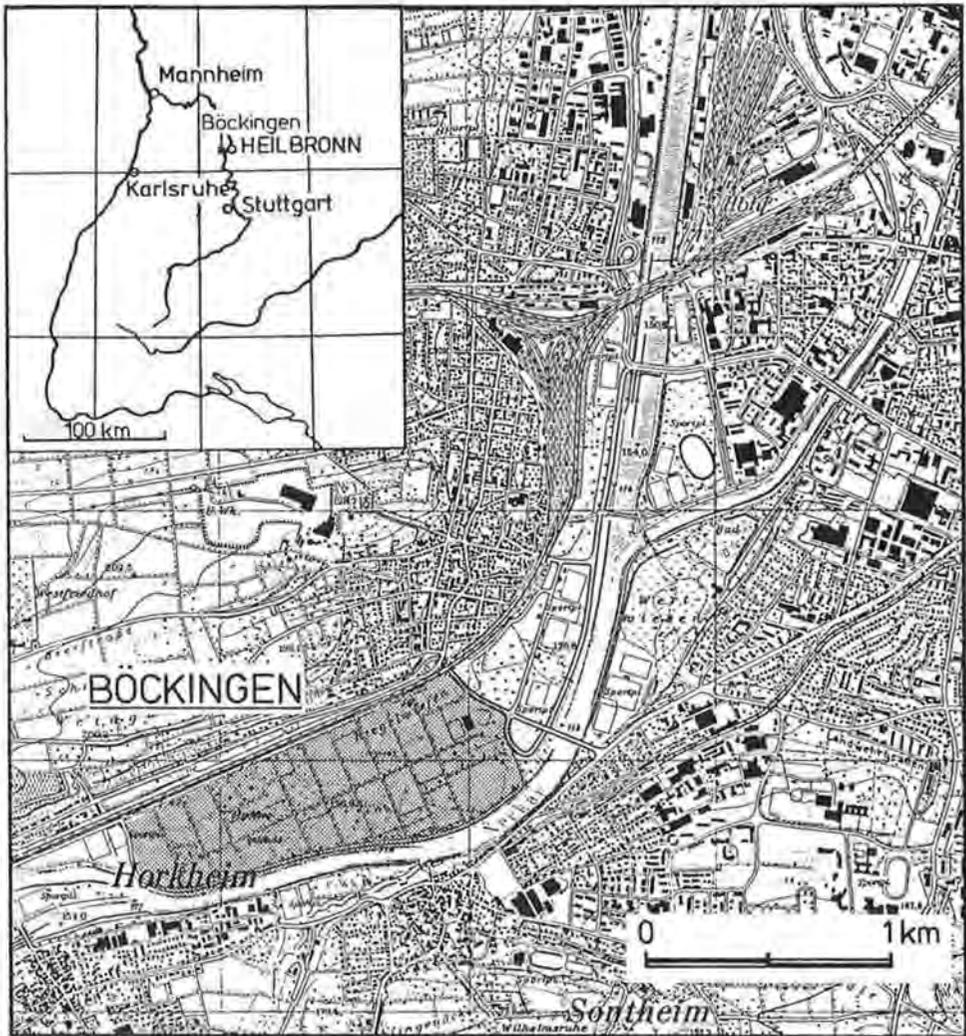


Fig. 1: Lageplan des Testfeldes „Böckinger Wiesen“ (Kartenausschnitt aus der topographischen Karte Blatt 6821 Heilbronn).

versuches 1988 (GLA, 1990) für den Kiesaquifer ermittelt. Kleinpumpversuche, die jeweils nach Erstellung einer neuen Grundwasserbeobachtungsstelle durchgeführt wurden, belegen jedoch die ausgeprägte Heterogenität des Kiesaquifers. Es ist eine große Bandbreite an k_f -Werten zu beobachten, Sand- und Schlickelinseln bewirken lokal reduzierte k_f -Werte von 10^{-4} – 10^{-6} m/s. Der mittlere k_f -Wert der überlagernden Auelehme liegt bei ca. 10^{-8} m/s.

Der präquartäre Untergrund der Talfüllung wird von Gesteinen des Unteren und Mittleren Keupers, sowie des Oberen Muschelkalks aufgebaut, die durch mehrere Störungen gegeneinander verstellt sind (Fig. 2). Muschelkalk und Lettenkeuper bilden mit einzelnen durchlässigeren Lagen eigenständige Aquifere. Diese Kluft-

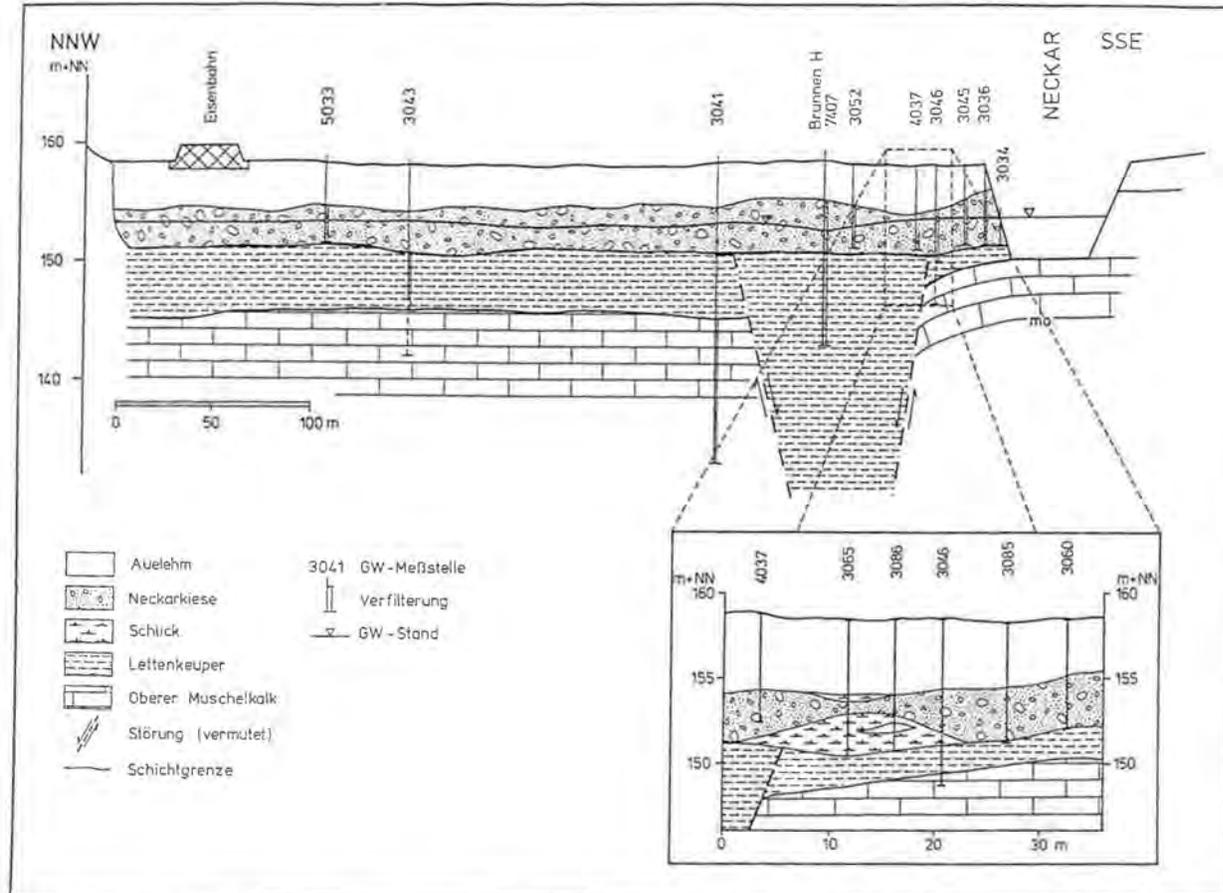


Fig. 2: Geologischer Profilschnitt durch den südwestlichen Teilbereich des Testfeldes „Böckinger Wiesen“ (ergänzt mit Bohraufnahmen von Wild, GLA und Scherschel, Stadtwerke Heilbronn), Brunnen H (7407), Meßstellen (4037, 5033) und von Arthen und Jentsch, AGK Karlsruhe (3081 und 3082).

grundwasserleiter werden als zweites Grundwasserstockwerk im Bereich der „Böckinger Wiesen“ zusammengefaßt.

2.1.2. Hydraulische Verhältnisse

Durch die auflagernden Auelehme ist das Grundwasser im Kiesaquifer bereichsweise gespannt (Fig. 3, gerasterter Bereich). Im nicht abgesenkten Zustand (ohne Betrieb der Förderbrunnen) beträgt der Flurabstand 3–4 m (154–155 m ü.NN). Der angrenzende Neckar weist durch die Stauhaltung in diesem Abschnitt einen relativ konstanten Wasserspiegel mit 154,10 m ü.NN auf. Kurzzeitige Abflussschwankungen bei besonderen hydrologischen Situationen können zu einer Erhöhung des Wasserspiegels von bis zu 2 m über dem normalen Neckarstauspiegel führen. Bei außergewöhnlichen Hochwasserereignissen (Schneesmelze, beson-

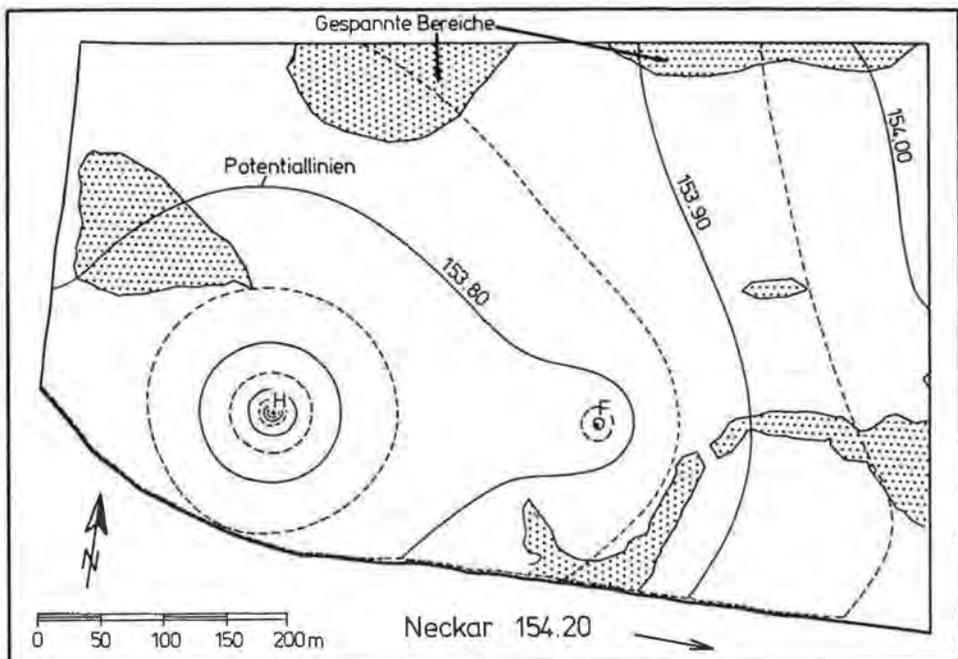


Fig. 3: Strömungsfeld bei Infiltrationsbedingungen am 26. September 1988 (nach M. VOGT & B. HERRLING, 1988). Der gerasterte Bereich beschreibt Zonen, in denen gespannte Grundwasserhältnisse vorherrschen.

ders ergiebige Niederschläge) kann es zu einer Überflutung der „Böckinger Wiesen“ kommen. Das Grundwasser im Kiesaquifer hat seine Vorflut im Neckar. Im Zuge der Bewirtschaftung des Trinkwassergewinnungsgebietes kommt es jedoch durch die Wasserentnahme in den Förderbrunnen und der damit verbundenen Druckminderung im Kiesaquifer verstärkt zur Uferfiltration. Vor der Errichtung der Förderbrunnen in den 50er Jahren fand die Infiltration von Neckarwasser wahrscheinlich nur zu Hochwasserzeiten statt.

Bei Bewirtschaftung des Trinkwassergewinnungsgebietes resultiert das Grundwasser in den Neckarkiesen

- aus der Grundwasserneubildung auf den Flächen der Talaue,
- aus Zuflüssen vom westlichen Talhang, der aus quartären Terrassenkiesen und Lettenkeupersedimenten aufgebaut wird, sowie
- aus der Zusickerung von Flußwasser entlang des Neckarufers und der Flußsohle.

Vergleichbar mit anderen Uferfiltrationssystemen ist die Infiltrationskapazität der Uferflanken deutlich geringer als im Bereich der Flußsohle. Nur ca. 20% (M. VOGT & B. HERRLING, 1988) infiltrieren direkt über den eigentlichen Uferbereich in den Kiesaquifer. Durch eine Bedeckung der Uferflanke mit bis zu 2 m mächtigem Neckarschlamm ist deren Durchlässigkeit eher gering.

In einer ersten Phase des Untersuchungsprogrammes von August 1985 bis März 1989 erfolgte die gesamte Wasserförderung in den „Böckinger Wiesen“ ausschließlich aus den beiden Brunnen H und F mit einer konstanten Förderung von 75 m³/h. Damit konnte einerseits die Uferfiltration im eigentlichen Untersuchungsabschnitt intensiviert, zum anderen aber auch möglichst stationäre Anströmbedingungen gewährleistet werden. Der für die Uferfiltration maßgebliche Druckunterschied zwischen Neckar und dem Grundwasser betrug im Mittel 70 cm.

Das Druckniveau des tieferen Grundwasserstockwerkes liegt in der Regel wenige Zentimeter über der Grundwasseroberfläche der Neckarkiese. Signifikante Zuflüsse der höhermineralisierten Lettenkeuper- und Muschelkalkwässer wurden nicht beobachtet.

2.2. Meßnetz und Untersuchungsumfang

Zu Beginn des DFG-Programmes standen im gesamten Brunnenfeld neben den acht Förderbrunnen bereits ca. 60 Grundwasserbeobachtungsstellen zur Verfügung (Fig. 4). Im Zuge der Projektarbeiten von 1986 bis 1989 wurde eine ständige problemorientierte Erweiterung des vorhandenen Grundwasserbeobachtungsnetzes durchgeführt, um die für die methodischen Untersuchungen notwendige räumliche Auflösung zu erhalten. Das in Fig. 2 dargestellte hydrogeologische Querprofil im Bereich des Brunnens H (Meßstellen-Nr. 7407) wurde zwischen dem Neckar und dem Entnahmehrungen zur eigentlichen Uferfiltrat-Meßstrecke ausgebaut (Fig. 5).

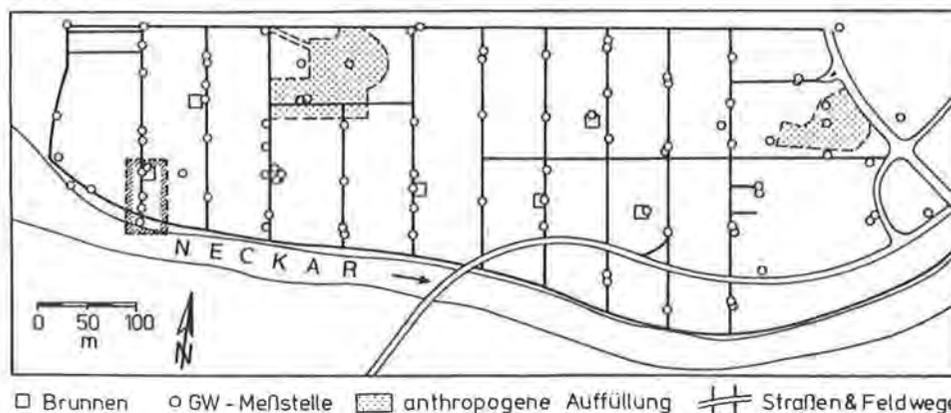


Fig. 4: Meßstellenetz im Testfeld „Böckinger Wiesen“ zu Beginn des DFG-Forschungsprogrammes 1985. Der eingetragene Ausschnitt links ist in Fig. 5 im Detail dargestellt.

Die hier vorgestellten Untersuchungsergebnisse beschränken sich auf die erste, über drei Jahre dauernde Phase von August 1985 bis März 1989, bei der ausschließlich die beiden, im oberstromigen Teilabschnitt des Testfeldes liegenden, Förderbrunnen H und F betrieben wurden. Das hydrochemische Untersuchungsprogramm wurde im März 1986 begonnen. Für eine möglichst weitgehende Charakterisierung der hydrochemischen Verhältnisse im Testgebiet wurde zu Beginn flächendeckend beprobt. Um die jahreszeitlichen Änderungen zu erfassen, wurden in zweimonatigem Rhythmus (März 1986 bis Mai 1987) Wasserproben aus dem Neckar, den acht

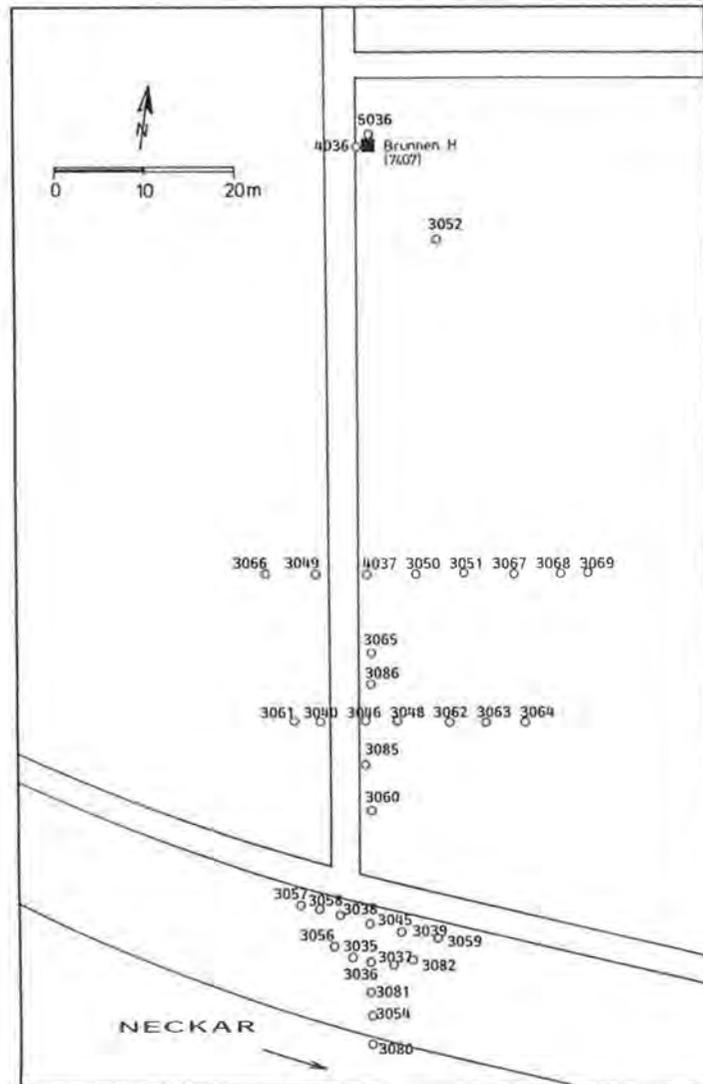


Fig. 5: Übersicht über die Grundwasserbeobachtungsstellen in der eigentlichen Uferfiltrat-Meßstrecke zwischen Neckar und Brunnen H (Stand November 1989). (Detailplan aus Fig. 5).

Förderbrunnen und den ca. 60 Beobachtungsstellen entnommen. Ab Juni 1987 wurde auf monatliche Stichtagsbeprobungen bei einer Beschränkung auf die Meßstellen des unmittelbaren Infiltrationsprofils sowie einiger ausgewählter Meßstellen (Hangwasser, Wasser aus dem zweiten Grundwasserleiter) übergegangen. Ergänzend fanden bei Hochwasserereignissen und bei bestimmten Betriebszuständen Detailbeprobungen statt.

Die Wasserproben wurden mit kleinen batteriebetriebenen Saugpumpen nach einer ca. 30minütigen Vorpumpzeit entnommen. Eine horizontalisierte Probenahme innerhalb des ca. 4 m mächtigen Kiesaquifers fand nicht statt.

Die nach dem DVWK-Merkblatt 203 (1982) geforderten Geländeparameter wurden vor Ort bestimmt. Der Umfang der Grundwasseranalytik wurde sehr breit angelegt. Neben den Parametern der Normalwasserchemie (entsprechend den Deutschen Einheitsverfahren für Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen) wurden verschiedene umweltrelevante Spurenstoffe sowie ausgewählte Schadstoffe bestimmt.

3. Typisierung der Grundwässer und des Oberflächenwassers

Die vom geologischen Aufbau vorgegebene Untergliederung in einen tieferen Grundwasserleiter in den Festgesteinen des Oberen Muschelkalkes (mo) und Unteren Keupers (ku) und einen oberen Aquifer in den quartären Kiesen spiegelt sich auch im Chemismus der Grundwässer im Testfeld „Böckinger Wiesen“ wider (Fig. 6). Während das Grundwasser der tieferen Aquifere einen ausgeprägt geogen bestimmten Chemismus aufweist, ist der Chemismus des Grundwassers im Kiesaquifer neben der mineralogischen Zusammensetzung der durchflossenen Matrix entscheidend von den verschiedenen Zumischungskomponenten, insbesondere durch die Uferfiltration geprägt.

3.1. Neckarwasser und Kiesaquiferwässer

Neckarwasser und das im Kiesaquifer zirkulierende Grundwasser zeigen hinsichtlich ihrer allgemeinen chemischen Charakterisierung weitgehende Übereinstimmung.

Die große Ähnlichkeit beruht im wesentlichen auf der Dominanz der Erdalkalien (72–90%) bei den Kationen, und der Hydrogenkarbonatvormacht (50–70%) bei den Anionen. Die %-Angaben sind alle auf die Äquivalentsumme bezogen. Das Neckarwasser und die Kiesaquiferwässer können als normal erdalkalische, überwiegend hydrogenkarbonatische Wässer klassifiziert werden.

Das Ca/Mg-Verhältnis liegt im Mittel bei 3,3. Entsprechend der mineralogischen Zusammensetzung der Neckarschotter mit einem Dolomitgehalt von < 5% (K. BRAND, 1989) sind niedrigere Verhältnisse nicht zu erwarten.

Natriumgehalte zwischen 12 und 18% sind für die Kieswässer typisch. Kalium (< 1%), Eisen (< 0,05%) und Mangan (< 0,05%) spielen nur eine untergeordnete Rolle. Die Sulfatgehalte der Kieswässer liegen zwischen 24 und 29%, die Chloridgehalte zwischen 13 und 20%. Nitrat schwankt zwischen 0,5 und 4,5%. Ammonium liegt häufig ebenso wie Nitrit und Hydrogenphosphat unter der Nachweisgrenze.

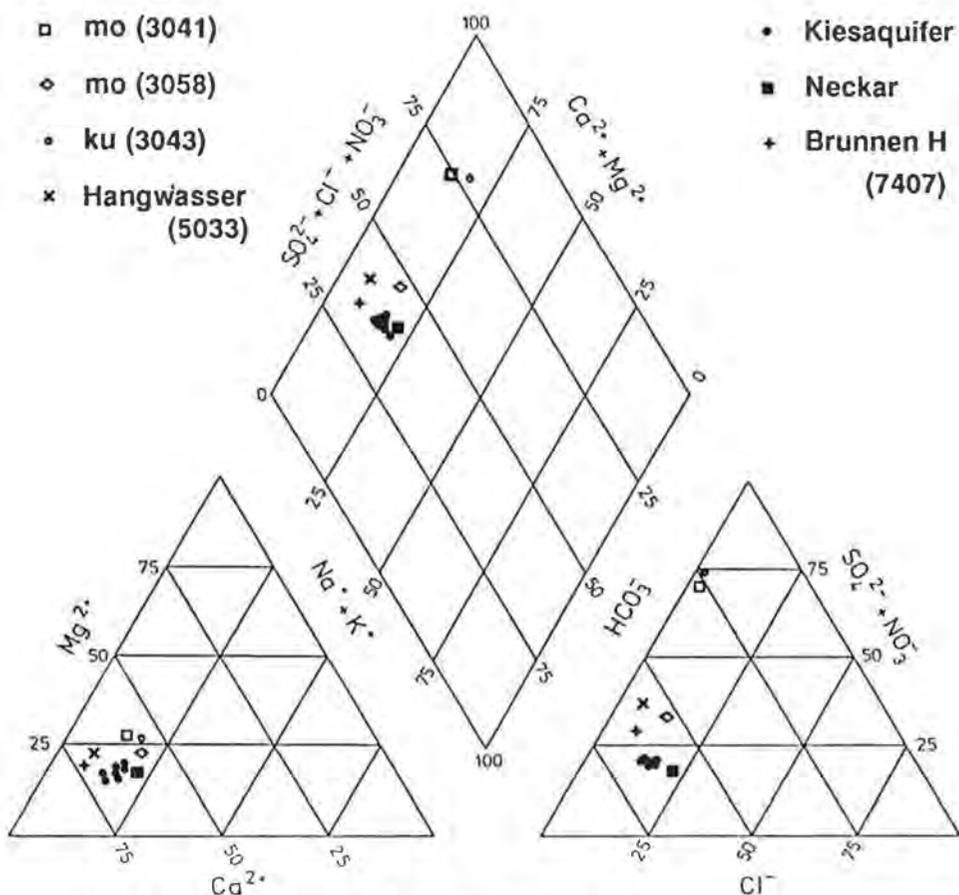


Fig. 6: PIPER-Diagramm der Grundwässer und des Neckarwassers im Testfeld „Böckinger Wiesen“ (Mittelwerte der Vollanalysen vom Beobachtungszeitraum 07/1987 bis 03/1989).

3.2. Hangwasser

Das Grundwasser des hangseitigen Zuflusses aus dem Gartacher Feld, das mit der Meßstelle 5033 am nördlichen Talrand erfaßt wird, ist ebenfalls als normal erdalkalisches, überwiegend hydrogenkarbonatisches Wasser zu klassifizieren. Die chemische Zusammensetzung dieses Grundwassers unterscheidet sich entsprechend seinem Einzugsgebiet, das aus Gesteinen des Lettenkeupers und quartären Terrassenkiesen aufgebaut und intensiv landwirtschaftlich genutzt wird, von den Kieswässern durch erhöhte Calciumgehalte (75,5%) bei einem Ca/Mg-Verhältnis von 4,5 und erniedrigte Natriumgehalte (7,5%) (vgl. U. ROHMAN & H. SONTHEIMER, 1985). Die anthropogene Überprägung der Hangwässer durch die Landwirtschaft (Weinbau, Kleingartenanlagen) im Bereich des Gartacher Feldes kommt vor allem in den, im Vergleich zu den Kieswässern, deutlich höheren Nitratgehalten zum Ausdruck. Während das Uferfiltrat im Mittel zwischen 11 und 29 mg/l NO_3^- enthält, weist das Hangwasser einen mittleren Nitratgehalt von ca. 74 mg/l, entsprechend 10% der Äquivalentsumme, auf.

3.3. Grundwasser in den tieferen Aquiferen

Das Grundwasser in den tieferen Aquiferen gehört zu den normal erdalkalischen, überwiegend sulfatischen Grundwassertypen. Es sind keine signifikanten Unterschiede in den Hauptinhaltsstoffen zwischen dem Grundwasser der Muschelkalk-Meßstelle (3041) und der Lettenkeuper-Meßstelle (3043) zu beobachten. Der ca. 4,5 m mächtige Lettenkeuper stellt im Bereich der Meßstelle 3043 keinen hydraulisch eigenständigen Grundwasserleiter dar. Der hohe Sulfatanteil von 73% der Gesamtanionen ist geogen bedingt; Verbindungen zu den Gips- und Anhydritlagen des Mittleren Muschelkalkes und zu Gipskeuperresten in tektonischen Tieflagen sind durch die intensive bruchtektonische Beanspruchung des präquartären Untergrundes im Testfeld gegeben. Bei den Kationen dominiert Calcium mit 55%, der Magnesiumanteil liegt bei 26% und der Natriumanteil bei ca. 18%. Der im Vergleich zu den Kiesaquiferwässern deutlich höhere Magnesiumanteil, das Ca/Mg-Verhältnis liegt bei 1,2 (ku) bzw. 2,03 (mo), ist auf die höheren Dolomitgehalte in den Festgesteinen zurückzuführen. Die übrigen Anionen und Kationen liegen mit Ausnahme des Hydrogenkarbonats (22%) und des Chlorids (5%) unter 1% der Äquivalentsumme.

Die allgemeine chemische Zusammensetzung des Grundwassers in der Meßstelle 3058, die in den Glaukonitkalken des Oberen Muschelkalkes verfiltert ist, unterscheidet sich grundsätzlich vom Chemismus des Grundwassers der tieferen Aquifere. Die mittlere prozentuale Ionenverteilung weist eine auffällige Parallelität zum Neckarwasser und den verschiedenen Kiesaquiferwässern auf. Das Wasser der Meßstelle 3058 repräsentiert die Uferfiltrat-Sohlkomponente. Etwas erhöhte Sulfatanteile (33%) und ein niedrigeres Ca/Mg-Verhältnis (2,3) als in den Kieswässern belegen eine schwache Überprägung des Neckarfiltrates bei der Zirkulation in den Glaukonitkalken durch die Zumischung von Grundwasser aus dem eigentlichen Muschelkalkaquifer, wie er mit der Meßstelle 3041 erschlossen ist.

3.4. Grundwasser des Förderbrunnens H

Das Grundwasser des Förderbrunnens H, dessen mittlere prozentuale Ionenverteilung in Fig. 6 zum Vergleich miteingetragen wurde, stellt bedingt durch den Brunnenausbau mit einer Verfilterung sowohl im oberen als auch im unteren Grundwasserleiter ein Mischwasser dar. Als weitere Mischungskomponenten sind bei Betrieb des Förderbrunnens Uferfiltrat und hangseitiges Grundwasser zu nennen. Der hangseitige Zufluß wird in den im Vergleich zum Kiesaquiferwasser signifikant erhöhten Nitratanteil von 55 mg/l oder 10% der Äquivalentsumme deutlich.

3.5. Einflußbereich der Uferfiltration

Der Einflußbereich der Uferfiltration im Testfeld „Böckinger Wiesen“ kann mit dem regionalen Verteilungsmuster verschiedener hydrochemischer Kennwerte deutlich abgegrenzt werden. Neben einzelnen Hauptinhaltsstoffen, wie z.B. die Gesamthärte (Fig. 7), eignen sich auch verschiedene umweltrelevante Spurenstoffe für die Abgrenzung. Ein guter Uferfiltrationsindikator ist z. B. der Fluoreszenzfarbstoff Uranin, der durch seine vielseitige Verwendung (z. B. Wasch- und Kühlmittel, Badezusätze, Markierstifte etc.) über die Kläranlagen in den Oberflächengewässern in deutlichen Konzentrationen nachgewiesen werden kann. Aufgrund seines

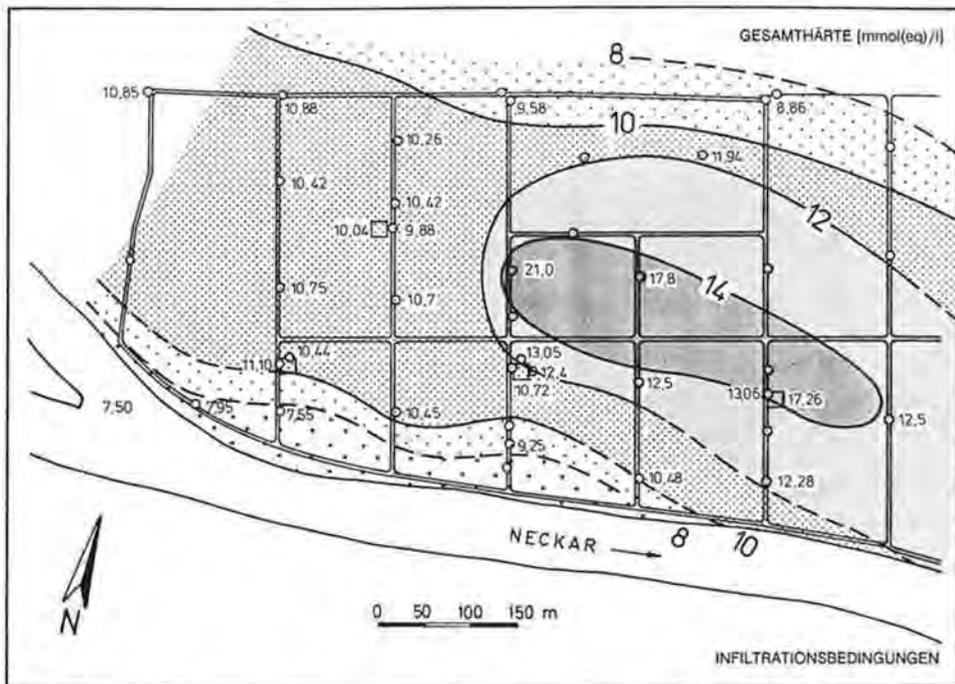


Fig. 7: Beobachtete Gesamthärte und Linien gleicher Gesamthärte [mmol(eq)/l] im Testgebiet „Böckinger Wiesen“ (Stichtagsbeprobung 18. März 1986).

nahezu idealen Ausbreitungsverhaltens im Untergrund, das sich durch eine geringe Sorptionsneigung und gute chemische und mikrobielle Resistenz auszeichnet, stellt Uranin einen sehr guten Umwelttracer dar, um die Ausbreitung des infiltrierenden Flußwassers im Kiesaquifer zu beobachten (Fig. 8).

In beiden Figuren wird die Infiltration des Neckarwassers im südlichen, oberstromigen Teil des Testgebietes sichtbar, wobei im Bereich der beiden in Betrieb befindlichen Brunnen verstärkte Eindringtiefen festzustellen sind. Östlich des Förderbrunnens F findet Exfiltration des Grundwassers in den Neckar statt. Insgesamt ist der Einflußbereich der Uferfiltration bei einer Förderung von 75 m³/h in den Brunnen H und F auf einen relativ eng begrenzten Streifen zwischen dem Neckarufer und den Förderbrunnen von ca. 100 m Breite und 700 m Länge beschränkt.

Die Uranin-Konzentrationen erfahren bei der Untergrundpassage zunehmende Verdünnung. Im Neckarwasser wurden 0,02 µg/l Uranin nachgewiesen, nach 50 m Fließstrecke liegen die Konzentrationen nur noch bei 0,009 µg/l und nehmen dann auf 0,0006 µg/l in dem 96 m vom Neckarufer entfernt liegenden Förderbrunnen H ab. Auch im hangseitig zuströmenden Wasser (Meßstellen am nördlichen Talrand) sind Uraninspuren (0,0003 µg/l) nachgewiesen worden, die auf den bereits erwähnten anthropogenen Stoffeintrag zurückzuführen sind. Während Uranin, als persistente und nicht bzw. gering reaktive Substanz, die zunehmende Verdünnung des Uferfiltrates mit unbelastetem Grundwasser dokumentiert, beschreibt die regionale Verteilung der Gesamthärte die Aufhärtung des Flußinfiltrates während der Untergrundpassage, die im wesentlichen durch geochemische Reaktionsprozesse des Infiltrates mit der durchflossenen Gesteinsmatrix verursacht wird. Die Zu-

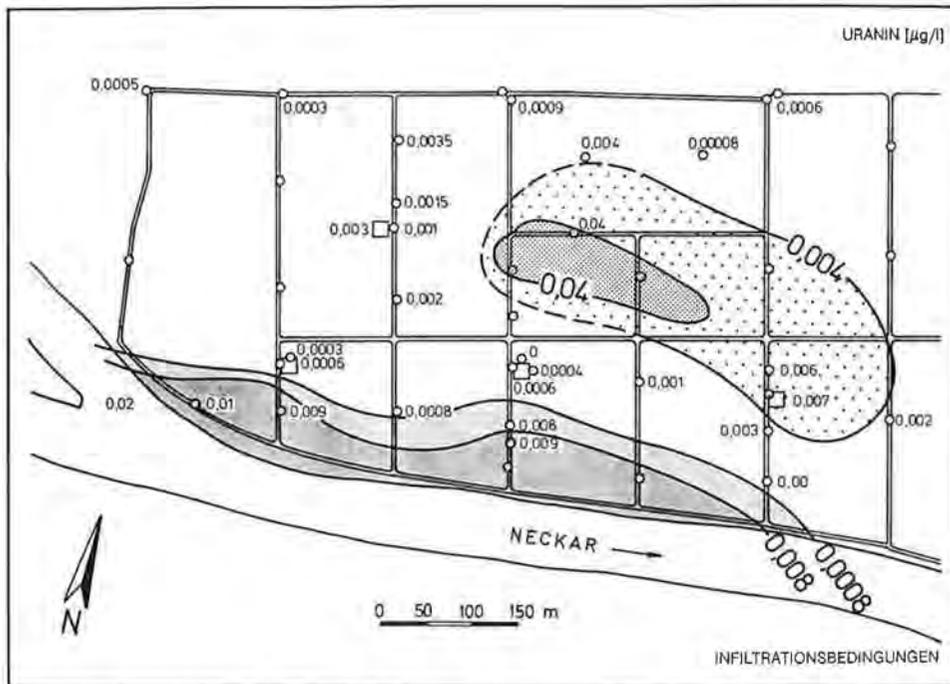


Fig. 8: Uraningehalte und Uranin-Isolinien [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] im Testgebiet „Böckinger Wiesen“ (Stichtagsbeprobung 18. März 1986).

mischung höhermineralisierter Grundwässer aus dem tieferen Untergrund spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle.

Auffällig in beiden Verteilungsmustern ist ein Bereich mit hohen Gesamthärten ($> 14 \text{ mmol}(\text{eq})/\text{l}$) und hohen Uraningehalten ($> 0,04 \mu\text{g}/\text{l}$) im nördlichen Teil des Versuchsgebietes, einem ehemaligen Auffüllgebiet einer Kiesgrube. Der Abstrom dieser Altlast erfolgt nach SE zum Neckar, also aus dem eigentlichen Versuchsgebiet heraus.

Vergleichbare Verteilungsmuster mit einer mehr oder weniger kontinuierlichen Konzentrationszunahme als geogene Aufmineralisierung einerseits, bzw. einer zunehmenden Verdünnung auf der Fließstrecke vom Neckar zu den Entnahmebrunnen andererseits sind auch bei verschiedenen anderen Hauptinhalts- und Spurenstoffen festzustellen. Die Aufmineralisierung dokumentiert sich bei Karbonathärte, spezifischer elektrischer Leitfähigkeit, Strontium und untergeordnet Rubidium. Die Verdünnung des infiltrierenden Flußwassers mit Grundwasser anderer Zusammensetzung (Grundwasserneubildung, zweites Grundwasserstockwerk) zeigt sich besonders bei gering reaktiven, in der Regel anthropogen bedingten Inhaltsstoffen des Neckars. So kann bei Chlorid oder bei dem umweltrelevanten Spurenstoff Borsäure eine nahezu kontinuierliche Abnahme der Konzentration während der ca. 100 m langen Fließstrecke festgestellt werden.

Von diesen gleichmäßigen Trends abweichende Verteilungsmuster bei Infiltrationsbedingungen weisen z.B. der Nitratgehalt, der Sauerstoffgehalt oder das Redoxpotential auf. Sie zeigen mehr oder weniger deutlich ausgebildete Zonierungen. Beispielhaft sind in Fig. 9 die Nitratgehalte einer Stichtagsbeprobung in Form von

Säulen dargestellt. Die regionale Verteilung dieser drei zuvor genannten Parameter ist in dem ca. 100 m breiten Streifen zwischen Neckar und den beiden Förderbrunnen eindeutig über die geochemischen Prozesse, die bei der Uferfiltration ablaufen, gesteuert, wobei die einzelnen Reaktionsmechanismen im Kap. 5. näher erläutert werden. Kennzeichnend für diese Parameter ist die deutliche Reduktion zu Beginn der Untergrundpassage. In einem Bereich zwischen 5 und ca. 30 m Entfernung zum Neckar liegen sogar schwach reduzierende Verhältnisse vor, die für die Schwermetallmigration von entscheidender Bedeutung sind (K. BRAND, 1989). Als echte anaerobe Reduktionszone kann dieser Bereich jedoch nicht charakterisiert werden, da die mittleren rH-Werte (Juli 1987 bis März 1989) im Bereich der indifferenten Systeme liegen (rH-Werte: 17–25, berechnet nach B. HÖLTING, 1980). Reduzierende Milieubedingungen konnten nur bei einzelnen Probenahmen beobachtet werden. Nach einer Fließstrecke von ca. 40 m findet bei allen drei Parametern nochmals eine Reduktion statt, die jedoch deutlich geringer ausgebildet ist als zu Beginn der Untergrundpassage. Diese wenige Meter breite Zone im Bereich der Schlicklinse (vgl. Fig. 2) ist ebenfalls durch schwach reduzierende Milieuverhältnisse charakterisiert.

Die weitere Infiltrationsstrecke bis zu den Förderbrunnen und vor allem der anschließende nördliche Teilbereich des Testfeldes bis zum Talrand ist durch höhere Werte aller drei Parameter gekennzeichnet, insbesondere die Nitratgehalte liegen um ein Mehrfaches höher als in den Meßstellen des Infiltrationsprofils. Der Brunnen H weist z.B. mittlere Nitratgehalte von 55 mg/l auf, gegenüber < 10 mg/l in den ufernahen Meßstellen. Bei einzelnen Meßstellen im nördlichen, von der Ufer-

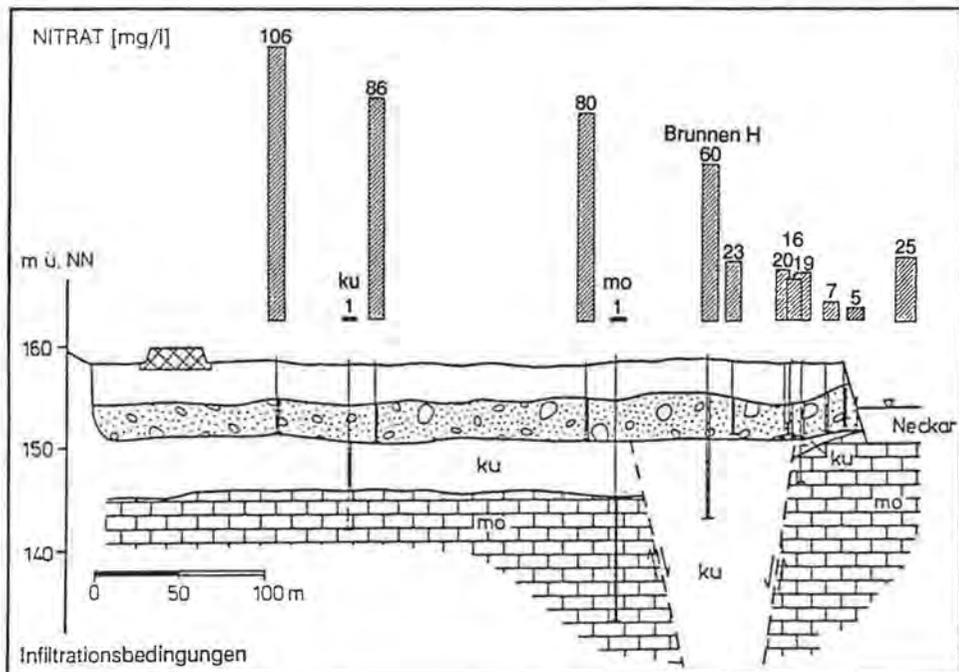


Fig. 9: Nitratgehalte im oberstromigen Teilbereich des Testfeldes „Böckinger Wiesen“ (Stichtagsbeobachtung 13. Juni 1988).

filtration unbeeinflussten Teilbereich des Testfeldes sind bis zu 80 mg/l Nitrat im Mittel nachweisbar, Spitzenbelastungen wurden mit 106 mg/l gemessen. Diese Nitrat-erhöhung ist einerseits auf den Zustrom des stärker nitratbelasteten Hangwassers zurückzuführen (mittlerer Nitratgehalt während des Beobachtungszeitraumes der Referenzmeßstelle 5033: 74 mg/l). Andererseits trägt der applikationsbedingte Nitrat-eintrag über Nitratdünger auf den landwirtschaftlich intensiv genutzten „Böckinger Wiesen“ zu diesen hohen Werten bei. Der relativ hohe Nitratreintrag über die ungesättigte Zone wurde bereits von U. ROHMANN & H. SONTHEIMER (1985) für die „Böckinger Wiesen“ aufgezeigt.

4. Saisonale Variabilität des Neckarwassers und des Uferfiltrates

4.1. Hydraulische Bedingungen während des Beobachtungszeitraumes

Für die Erfassung der saisonalen Schwankungen im Uferfiltrationssystem im porösen Grundwasserleiter wurden als Beobachtungsstellen aus dem Infiltrationsprofil neben dem Brunnen H in 96 m Distanz zum Neckarufer sechs Grundwassermeßstellen ausgewählt, die ausschließlich im Bereich des Kiesaquifers verfiltriert sind (Fig. 10).

Durch eine konstante Förderung der zwei Brunnen H und F im oberstromigen Teilbereich des Versuchsbereiches wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Infiltrationsbedingungen im Testfeld „Böckinger Wiesen“ gewährleistet. So konnten die bei der Uferfiltration ablaufenden Reaktionsmechanismen, die zu einer Veränderung der hydrochemischen Zusammensetzung des Flußinfiltrates führen, im Detail erfaßt werden. Wie aus Fig. 11 sichtbar wird, in der die Wasserstandsganglinie des Neckars sowie die Grundwasserstandsganglinien ausgewählter Meßstellen des Infiltrationsprofils dargestellt sind, lag das Potential des Neckars in dem gewählten Beobachtungszeitraum (Juli 1987 bis März 1989) prinzipiell über dem der einzelnen Beobachtungsstellen, Neckarwasser konnte daher kontinuierlich in das Testfeld infiltrieren.

Trotz der Stauhaltung des Neckars im Bereich des Testfeldes zeigt das Neckarpotential signifikante Schwankungen. Die Grundwasserganglinien der Uferfiltratmeßstellen spiegeln diese Schwankungen wider, wobei mit zunehmender Ent-

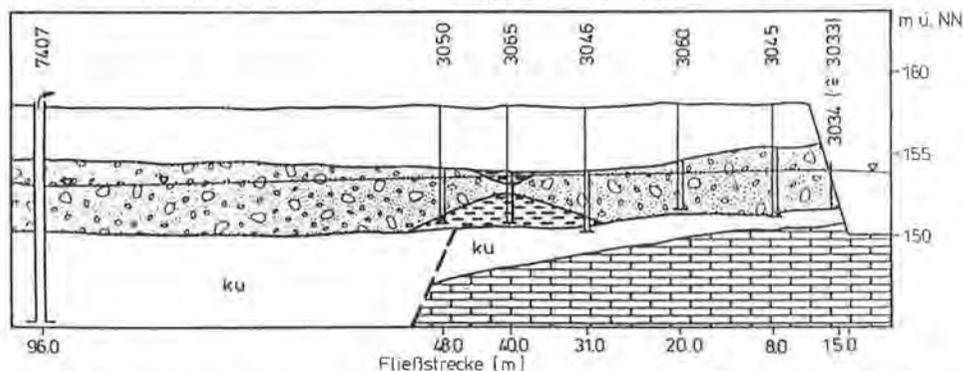


Fig. 10: Übersicht über die ausgewählten Beobachtungsstellen für die Erfassung saisonaler Trends im Uferfiltrat.

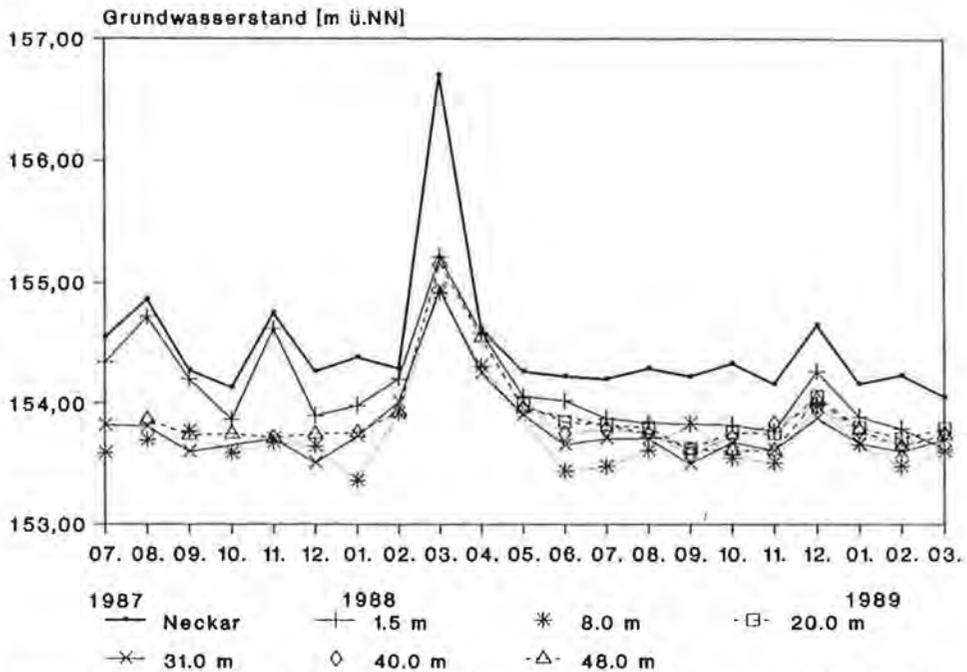


Fig. 11: Wasserstandsganglinie des Neckars und Grundwasserganglinien ausgewählter Beobachtungsstellen im Kiesaquifer im Bereich des Infiltrationsprofils (monatliche Stichtagmessungen von Juli 1987 bis März 1989). Statt Meßstellennummern ist die jeweilige Entfernung zum Neckarufer [m] angegeben.

fernung zum Neckarufer eine merkliche Glättung auftritt (Fig. 11). Zwei Hochwasserereignisse im März und im Dezember 1988 führten, mit einer Erhöhung des Stauspiegels bis 4,4 m (März 1988), zu einer kurzfristigen Störung der Strömungsbedingungen. Aufgrund der beobachteten erhöhten Potentialunterschiede muß auf eine verstärkte Infiltration während der Hochwässer geschlossen werden. In den nachfolgenden Zeit-Konzentrations-Diagrammen einzelner hydrochemischer Kennwerte sind die Hochwasserereignisse während der Infiltrationsphase mit Balken markiert, da ihre Auswirkung auf die chemischen Verhältnisse auch bei dem groben zeitlichen Probenahmeraster mit monatlichen Stichproben noch erfaßt wird.

4.2. Saisonale Schwankungen ausgewählter hydrochemischer Kennwerte

Aus der Vielzahl der Untersuchungsergebnisse werden nur ausgewählte Parameter diskutiert. Die Parameterauswahl erfolgte im Hinblick auf ihre Relevanz für die Stofftransportvorgänge während der Untergrundpassage. Hauptaugenmerk wurde dabei auf Milieuindikatoren gelegt, da sie für das Migrationsverhalten einzelner Schadstoffe und Schadstoffgruppen von entscheidender Bedeutung sind.

Bei Betrachtung der jahreszeitlichen Schwankungen verschiedener hydrochemischer Kennwerte wird deutlich, daß das Neckarwasser als Oberflächenwasser vielfach einen ausgeprägten Jahresgang mit den prinzipiell größten Amplituden aufweist (Fig. 12, 13, 14). Die neckarnahen Meßstellen spiegeln die saisonale Entwicklung in der Zusammensetzung des Neckarwassers wider, wobei jedoch bei einzelnen

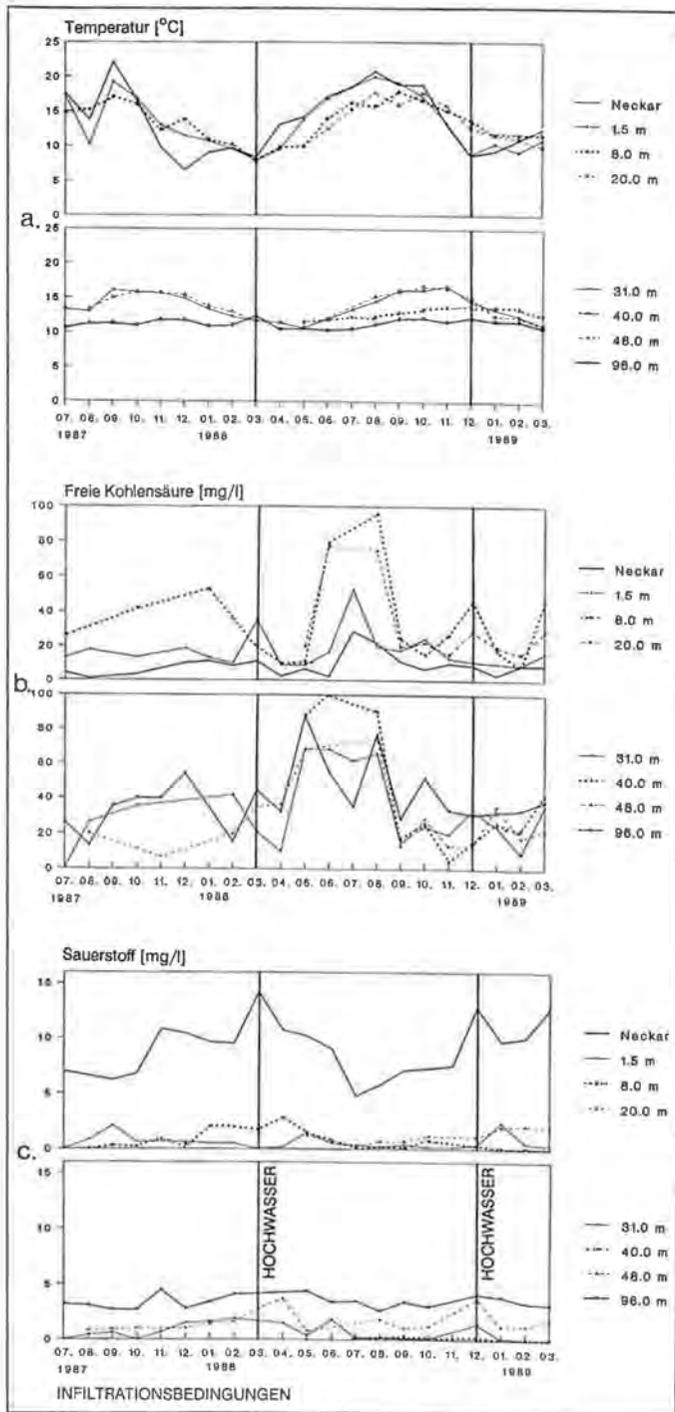


Fig. 12: Jahreszeitliche Schwankungen entlang des Infiltrationsprofils: a. Temperatur, b. Freie Kohlensäure, c. Sauerstoff.

Parametern eine merkliche Amplitudendämpfung stattfindet. Mit zunehmender Entfernung zum Neckarufer, insbesondere im hinteren Teil des Infiltrationsprofils ist der Jahresgang teilweise nicht mehr erkennbar.

Einen relativ langperiodischen und gleichmäßigen Jahresgang mit einem ausgeprägten Sommermaximum (8/88: 20,8° C) und Winterminimum (12/87: 6,5° C) zeigt die Neckarwassertemperatur (Fig. 12 a.). Bereits nach einer Fließstrecke von 1,5 m tritt eine signifikante Reduktion der Maximalwerte auf; die Amplitude liegt zwischen 8,0 (3/88) und 20,0° C (8/88). Zusätzlich hat eine leichte Phasenverschiebung stattgefunden. Phasenverschiebung und Amplitudendämpfung werden mit zunehmender Untergrundpassage immer deutlicher. Nach 48 m Fließstrecke schwankt die Temperatur noch zwischen 10,3 und 17,1° C; beim Brunnen H (96 m) beträgt die Temperaturdifferenz zwischen Minimal- und Maximalwert nur noch 1,8° C. Wie bereits P. KOPPE (1970) nachweisen konnte, ist die Reduktion der Temperaturamplitude während der Untergrundpassage und die dabei auftretende Phasenverschiebung in der Temperaturganglinie über die Wärmekapazität und den Wärmeinhalt der durchflossenen Gesteinsmatrix gesteuert. Im Bereich des Meßprofils im Testfeld „Böckinger Wiesen“ wurden in den zeitlich besser aufgelösten Detailbeobachtungen (z.T. tägliche Probenahmen) Phasenverschiebungen zwischen neun (1,5 m) und 42 Tagen (48 m) ermittelt. Für den stark gedämpften Temperaturgang des Förderbrunnens H muß zusätzlich die Zumischung von Grundwasser mit einem relativ ausgeglichenen Temperaturgang berücksichtigt werden.

Die Ganglinien der freien Kohlensäure (Fig. 12 b.) und des Sauerstoffgehaltes (Fig. 12 c.) zeigen für den Neckar und für die sieben Beobachtungsstellen eine signifikante Korrelation zur Temperaturganglinie. Bei der freien Kohlensäure (CO₂) kann ein vergleichbarer, wenn auch deutlich gedämpfter und ungleichmäßiger, saisonaler Trend beobachtet werden, der durch ein ausgeprägtes Maximum zwischen Mai und August 1988 charakterisiert ist (Fig. 12 b.). Die Maximalwerte im Sauerstoffgehalt (O₂) liegen dagegen im wesentlichen im Winterhalbjahr, wobei die höchsten Werte während der beiden Hochwasserereignisse im März und Dezember 1988 gemessen wurden. Minimale Konzentrationen wurden während der Sommermonate bestimmt (Fig. 12 c.).

Die niedrigsten CO₂-Gehalte weist das Neckarwasser mit einem Mittelwert von 8,8 mg/l bei einer Abweichung von ± 6,8 mg/l auf. Während der Untergrundpassage ist eine deutliche Erhöhung der CO₂-Konzentrationen zu verzeichnen. Die mittleren CO₂-Gehalte liegen bei 19,2 mg/l in der ufernahen Meßstelle und 56,6 mg/l im Bereich der Schlicklinse (Meßstelle 3065, 40 m). Im Vergleich der frühlommerlichen Maximalwerte von 1988 wird die Erhöhung der CO₂-Konzentration auf der Infiltrationstrecke noch wesentlich deutlicher. Während beim Neckar maximal 28,6 mg/l CO₂ nachgewiesen wurden, liegen die CO₂-Gehalte in den einzelnen Meßstellen zwischen 52,8 mg/l im unmittelbaren Infiltrationsbereich (1,5 m) und 101,2 mg/l CO₂ nach einer Fließstrecke von 40 m (Schlicklinse). Das sommerliche CO₂-Maximum im Brunnen H ist durch die Zumischung von lokalem Grundwasser (zweites Grundwasserstockwerk, hangseitiger Zufluß) weniger ausgeprägt als bei den Meßstellen im Kiesaquifer.

Die jahreszeitlichen Schwankungen im Sauerstoffgehalt des Neckarwassers sind typisch für Oberflächengewässer (H. HELLMANN, 1986). Hohe Gehalte treten in den niederschlagsreicheren Wintermonaten auf. Dies ist einerseits auf die Zufuhr sauerstoffhaltigen Regenwassers zurückzuführen. Andererseits ist die Bioaktivität und damit die Sauerstoffzehrung in Oberflächengewässern bei den niedrigen Win-

tertemperaturen wesentlich reduziert. Entsprechend werden geringe Sauerstoffgehalte in den Sommermonaten beobachtet, in denen die mikrobielle Sauerstoffzehrung bei hohen Temperaturen und optimalen Lichtverhältnissen ihr Maximum erreicht. Bei Hochwasserereignissen, die durch die frühjährliche Schneeschmelze oder besonders ergiebige Niederschläge verursacht werden, steigen die Sauerstoffgehalte bis zur Übersättigung (Fig. 12 c.). Generell zeigt das Neckarwasser die höchsten Sauerstoffgehalte aller Beobachtungsstellen (Mittelwert: 9,8 mg/l O₂). Auf der Fließstrecke des Neckarinfiltrates tritt dann eine drastische Reduktion auf. Im Bereich der Uferböschung (3033, 1,5 m) sind die mittleren O₂-Gehalte (0,6 mg/l O₂) auf fast 5% der Ausgangskonzentration vermindert. Mit zunehmender Fließstrecke ist dann durch die Zufuhr von Sauerstoff aus der Bodenluft bzw. durch die Zumischung von sauerstoffhaltigem lokalem Grundwasser eine leichte Erhöhung feststellbar. Dies kommt in den höheren Sauerstoffkonzentrationen des Mischwassers des Brunnens H besonders deutlich zum Ausdruck. Im Bereich der Schlicklinse (48 m) sind nochmals extrem niedrige bis keine Sauerstoffgehalte zu beobachten.

Die pH-, rH- und NO₃⁻-Ganglinien des Neckarwassers und der sieben Beobachtungsstellen im Infiltrationsprofil zeigen einen relativ schwach ausgeprägten Jahresgang (Fig. 13 a., b., c.). Sie sind im Gegensatz zu den langperiodischen Jahresgängen der Temperatur durch einzelne erratische Spitzen gekennzeichnet. Nur zu Zeiten des Temperaturmaximums im Sommer 1988 liegen für die meisten Meßstellen bei allen drei Parametern relativ niedrige Werte vor. Bei den Meßstellen 3045 (8,0 m) und 3065 (40,0 m Schlicklinse) treten die geringsten NO₃⁻-Gehalte und rH-Werte erst im Herbst und Winter 1988 auf. Während der Neckar und die neckarnahe Meßstelle 3033 (1,5 m) ausgeprägte Minima und Maxima des pH-Wertes aufweisen, zeigen die Meßstellen mit größeren Fließdistanzen relativ ausgeglichene Kurvenverläufe (Fig. 13 a.). Demgegenüber sind die rH- und NO₃⁻-Ganglinien der Grundwassermeßstellen durch eine wesentlich größere Schwankungsbreite als der Neckar charakterisiert (Fig. 13 b., c.).

Auffällig in den Zeit-Konzentrations-Diagrammen des rH-Wertes, des pH-Wertes und des Nitratgehaltes (Fig. 13) ist, daß im Neckarwasser durchwegs die höchsten Werte beobachtet werden. Während der Untergrundpassage findet bei diesen drei Parametern eine, dem Sauerstoff vergleichbare, drastische Reduktion statt. Eindeutig nachweisbar ist dieser Effekt bis zur Meßstelle 3050 (48 m). Im Brunnen H tritt eine signifikante Überprägung durch die Zumischung des lokalen Grundwassers auf. Dies kommt besonders deutlich in den Nitratgehalten, die nahezu doppelt so hoch wie die des Neckarwassers sind, zum Ausdruck.

Während für die drei Milieuindikatoren pH, rH und NO₃⁻ bei der Untergrundpassage eine drastische Verminderung auftritt, dokumentieren die signifikant höheren Hydrogenkarbonat- und Kieselsäuregehalte der Kiesaquifermeßstellen im Vergleich zum Neckar (Fig. 14) die zunehmende Aufmineralisierung des Neckarinfiltrates, die jedoch nicht kontinuierlich verläuft. Die Meßstelle nach 40 m Fließstrecke im Bereich der Schlicklinse (3065) zeichnet sich durch eine deutliche Konzentrationszunahme im Vergleich zu den beiden benachbarten Meßstellen (31,0 und 48 m) aus, die nahezu gleiche SiO₂- und HCO₃⁻-Gehalte aufweisen. Die Zuordnung des Förderbrunnens H (96 m) zu diesem generellen Trend ist, wie bei den anderen Parametern, durch die Zumischung des lokalen Grundwassers nicht eindeutig.

Ein deutlich ausgeprägter Jahresgang ist auch für diese beiden Kennwerte nicht zu beobachten. Im Frühsommer liegen etwas erhöhte HCO₃⁻- und SiO₂-Konzentrationen vor, so daß auch für diese Parameter ein ursächlicher, jedoch durch

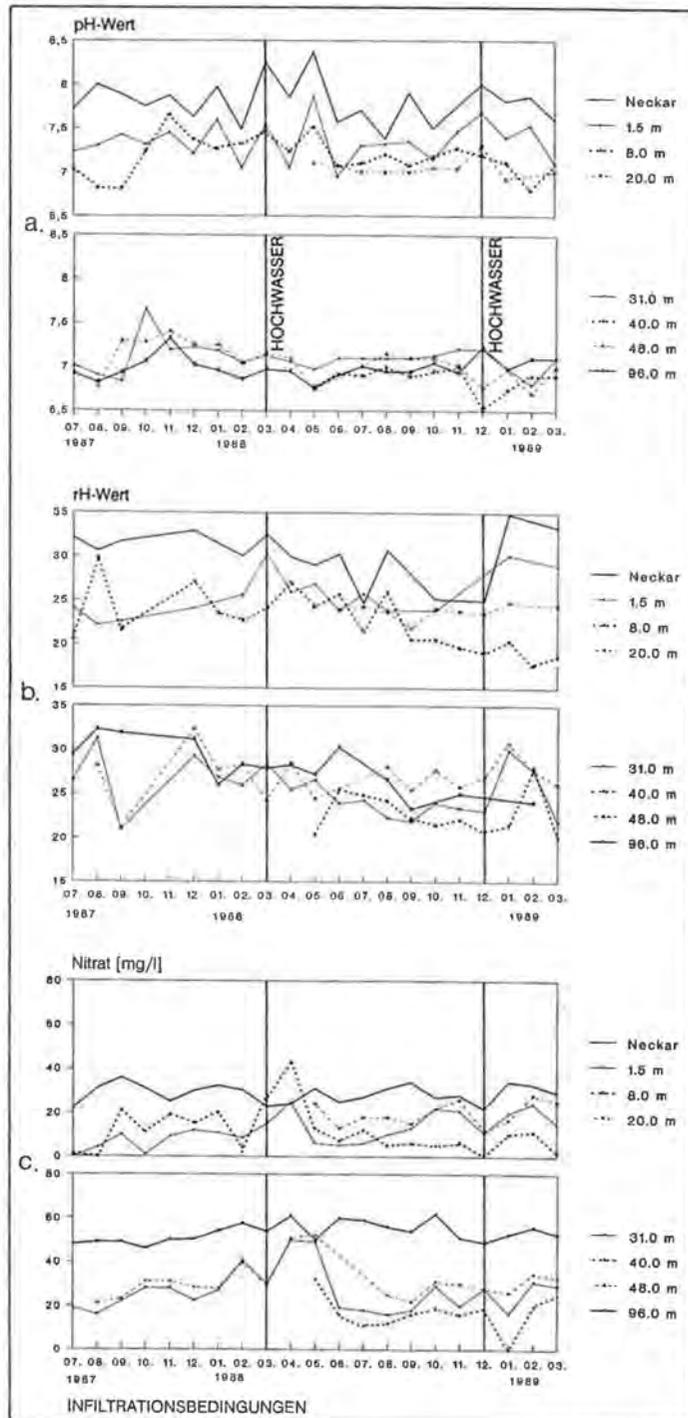


Fig. 13: Jahreszeitliche Schwankungen entlang des Infiltrationsprofils: a. pH-Wert, b. rH-Wert, c. Nitrat.

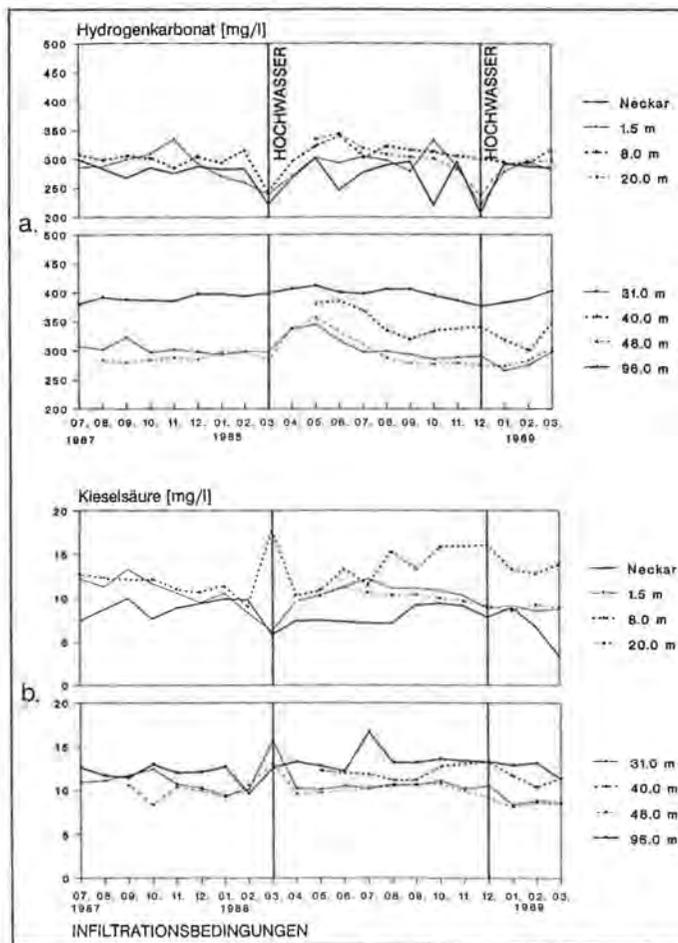


Fig. 14: Jahreszeitliche Schwankungen entlang des Infiltrationsprofils: a. Hydrogenkarbonat, b. Kieselsäure.

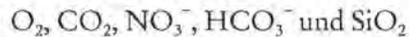
die Komplexität der ablaufenden Prozesse überprägter Zusammenhang mit dem Temperaturjahrgang (Fig. 12 a.) besteht.

Der SiO_2 -Jahrgang der Meßstelle 3045 (8 m) weicht mit einer drastischen Erhöhung der Werte im zweiten Halbjahr 1988 deutlich von den Ganglinien der übrigen Meßstellen ab (Fig. 14 b.). Diese Erhöhung ist auf besondere geochemische Prozesse, die durch die Zugabe von Lithiumchlorid und Borax in eine nur ca. 6 m entfernte Grundwasserbeobachtungsstelle im Rahmen eines kombinierten Markierungsversuches vom 15. Juni 1988 ausgelöst wurden, zurückzuführen.

5. Reaktionsmechanismen und Milieuindikatoren

Aufgrund der skizzierten grundlegenden Konzentrationsänderungen während der Untergrundpassage im Testfeld können neben den eigentlichen Milieuparametern

wie pH-Wert, Temperatur oder Redoxpotential



als Indikatoren für die im Uferfiltrationssystem „Böckinger Wiesen“ ablaufenden Reaktionsprozesse herangezogen werden. Zur Verdeutlichung der einzelnen Effekte sind in Fig. 15 und 19 die Mittelwerte verschiedener Leitparameter des Systems für die Meßstellen im Infiltrationsprofil aufgetragen. Die wichtigsten Veränderungen während der Untergrundpassage des Neckarinfiltrates im Testfeld können dabei wie folgt zusammengefaßt werden:

1. Reduktion des Sauerstoffgehaltes um fast 100%;
2. Drastische Erhöhung des Gehaltes an freier Kohlensäure;
3. Reduktion des Nitratgehaltes auf bis zu 40% der Neckarkonzentration;
4. Verschiebung des pH-Wertes in den schwach sauren Bereich von 7,80 im Neckarwasser auf minimal 6,87 nach 40 m Fließstrecke;
5. Verschiebung des Redoxpotentials (rH-Wert) vom oxidierenden (Neckar: 30,2) in den indifferenten (40 m: 22,6) Milieubereich;
6. Zunahme der Gesamthärte, des Hydrogenkarbonat- und des Calciumgehaltes um 20–30%;
7. Erhöhung der Silikatkonzentration um ca. 30%.

Die Konzentrationsänderungen erfolgen jedoch nicht kontinuierlich auf der ca. 100 m langen Infiltrationsstrecke bis zum Brunnen H (Fig. 15, 19). Vielmehr ist der Beginn der Untergrundpassage sowie der Bereich der Schlicklinse durch sprunghafte Konzentrationszu- bzw. -abnahmen charakterisiert. Durch die Zumischung des lokalen Grundwassers treten im hinteren Teil des Infiltrationsprofils nochmals deutliche Konzentrationsänderungen der einzelnen Parameter auf.

Für einzelne, lokal und zeitlich engbegrenzte, Bereiche können zusätzlich zu den genannten Leitparametern verschiedene andere Wasserinhaltsstoffe für die Systemcharakterisierung herangezogen werden:



Als Milieuindikatoren im Testfeld „Böckinger Wiesen“ sind diese Parameter jedoch nur von untergeordneter Relevanz. Die Sulfatgehalte zeigen im Flußwasser und in den Uferfiltratmeßstellen eine ausgeprägte zeitliche Variabilität. Ein eindeutiger regionaler Trend in der Infiltrationsstrecke kann jedoch nicht beobachtet werden. Die Mangan-, Eisen- und Ammoniumkonzentrationen sind im allgemeinen gering, teilweise liegen sie im Bereich der analytischen Nachweisgrenze (Mn^{2+} , NH_4^+). Jedoch können die z.T. auftretenden signifikanten Schwankungen entscheidende Hinweise für die Bewertung von Schadstofftransportvorgängen bei speziellen hydrologischen Typsituationen geben.

Die wichtigsten Reaktionsmechanismen, die für die beschriebenen Konzentrationsänderungen der verschiedenen Leitparameter im Uferfiltrationssystem „Böckinger Wiesen“ verantwortlich sind, sind in Tab. 1 zusammengestellt (nach DVWK, 1988; R. A. FREEZE & J. A. CHERRY, 1979 und W. STUMM & J. J. MORGAN, 1981). Dabei sind die stöchiometrischen Reaktionsgleichungen nur als ein vereinfachtes Modell der tatsächlich ablaufenden biogeochemischen Transformationsprozesse anzusehen (DVWK, 1988; W. STUMM & J. J. MORGAN, 1981). Mit Stern (*) wurden diejenigen Prozesse markiert, die von entscheidender Bedeutung für die Veränderung des Flußinfiltrates im Testfeld „Böckinger Wiesen“ sind.

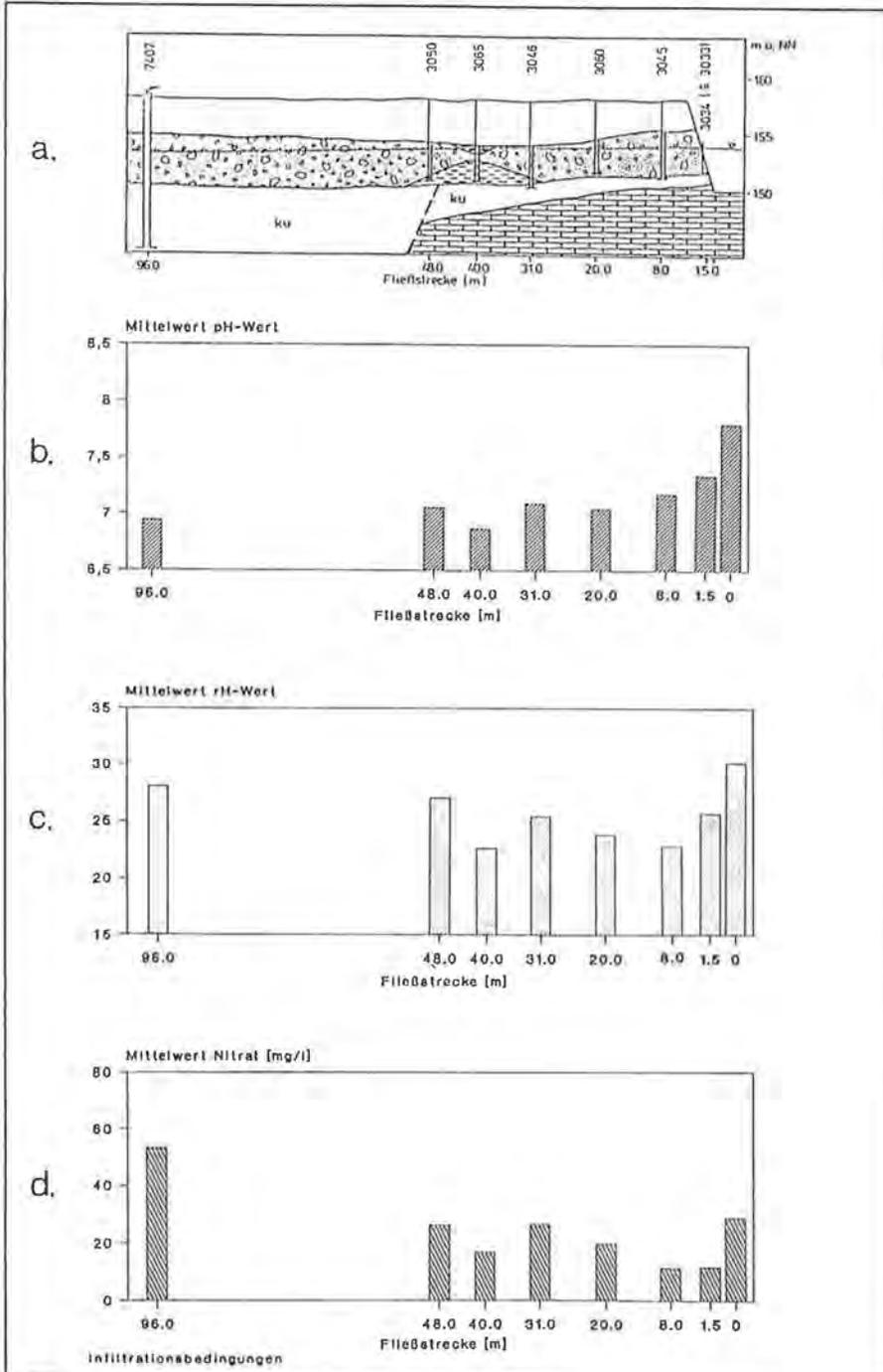


Fig. 15: Mittlere Konzentrationen der wichtigsten Milieuindikatoren im Infiltrationsprofil (a.):
 b. pH-Wert, c. rH-Wert, d. Nitrat (Juli 1987 bis März 1989).

Tab. 1: Übersicht über die wichtigsten Reaktionsprozesse bei der Bodenpassage des Flußinfiltrates (nach DVWK, 1988; R. A. FREEZE & J. A. CHERRY, 1979; W. STUMM & J. J. MORGAN, 1981).

A. REDOXPROZESSE	
* SAUERSTOFF-RESPIRATION:	
$C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$	(1)
NITRIFIKATION:	
$NH_4^+ + 2 O_2 \rightarrow 2 H^+ + NO_3^- + H_2O$	(2)
EISEN(II)-OXIDATION:	
$Fe^{2+} + 0,25 O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 0,5 H_2O$	(3)
MANGAN(II)-OXIDATION:	
$2 Mn^{2+} + O_2 + 2 H_2O \rightarrow 2 MnO_2 + 4 H^+$	(4)
* DENITRIFIKATION:	
$CH_2O + 0,8 NO_3^- \rightarrow HCO_3^- + 0,2 H^+ + 0,4 N_2 + 0,4 H_2O$	(5)
MANGAN(IV)-REDUKTION:	
$CH_2O + 2 MnO_2 + 3 H^+ \rightarrow 2 Mn^{2+} + HCO_3^- + 10 H_2O$	(6)
EISEN(III)-REDUKTION:	
$CH_2O + 4 Fe(OH)_3 + 7 H^+ \rightarrow 4 Fe^{2+} + HCO_3^- + 10 H_2O$	(7)
DESULFURIKATION:	
$C_6H_{12}O_6 + 3 SO_4^{2-} + 3 H^+ \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O + 3 HS^-$	(8)
B. LÖSUNGSVORGÄNGE	
* KARBONATLÖSUNG	
$Ca_{(1-x)}Mg_xCO_3 + H^+ \rightarrow HCO_3^- + (1-x)Ca^{2+} + x Mg^{2+}$	(9)
* ALUMINIUMSILIKATVERWITTERUNG	
$KAlSi_3O_8 + H^+ + 4,5 H_2O \rightarrow K^+ + 2 H_4SiO_4 + 0,5 Al_2Si_2O_5(OH)_4$	(10)

Mikrobiell katalysierte Redoxreaktionen, wie sie in Tab. 1 durch die Gleichungen 1 bis 8 beschrieben sind, stellen die wichtigsten Transformations- und Abbauprozesse dar, die zu den beobachteten, signifikanten Konzentrationsänderungen der Leitparameter im Testfeld führen. Wesentlicher Steuermechanismus ist dabei der mikrobielle Abbau gelöster organischer Substanz, wie sie vereinfacht für die Modellsubstanz $C_6H_{12}O_6$ (Glucose) in den Reaktionsgleichungen (Tab. 1) beschrieben ist. Dabei katalysieren die Bakterien die kinetische Hemmung beim Abbau der organischen Substanz durch die Reduktion anorganischer Oxidationsmittel (Elektronenakzeptor). Die Verwendung von O_2 , NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} und SO_4^{2-} als Elektronenakzeptoren ist vom Energiegewinn pro mol oxidiertem, organischen Kohlenstoff abhängig (DVWK, 1988). Entsprechend der Verfügbarkeit im System wird immer derjenige Wasserinhaltsstoff reduziert, der den höchsten Energiegewinn liefert; sobald dieser aufgebraucht ist, wird der energetisch nächst niedrigere Elektronenakzeptor benutzt. Bei genügend hohem Angebot an verwertbarem organischem Kohlenstoff kann eine Abfolge von Reduktionsprozessen mit zunehmender Fließstrecke beobachtet werden (W. STUMM & J. J. MORGAN, 1981).

Als Elektronenakzeptoren werden nacheinander O_2 , NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} und SO_4^{2-} verwendet.

Eine Reduktionssequenz mit zunehmender Untergrundpassage liegt im Uferfiltrationssystem „Böckinger Wiesen“ nicht vor. Limitierender Faktor ist dabei einerseits die vergleichsweise geringe organische Belastung des infiltrierenden Flußwassers, die in einem DOC (Dissolved Organic Carbon Content) des Neckarwassers zwischen 2,5 und 6,0 mg/l (frdl. persönliche Mitteilung H. Simon, Institut Frese-nius, Taunusstein) deutlich zum Ausdruck kommt. Andererseits bietet der Kiesgrundwasserleiter im Testfeld „Böckinger Wiesen“ mit einem mittleren organischen Kohlenstoffgehalt von < 3 Gew.-% nur einen begrenzten Vorrat an zusätzlich abbaubarer organischer Substanz während der Untergrundpassage.

Ganzjährig, jedoch mit saisonal unterschiedlicher Intensität sind aus der beschriebenen Reduktionssequenz nur die hoch energetischen mikrobiellen Abbauprozesse Sauerstoff-Respiration und Nitratveratmung (Tab. 1: Reaktionen 1 und 5) zu beobachten. Die maximalen Stoffumsätze treten dabei im ufernahen Bereich auf. Nach einer Fließstrecke von 1,5 m (Meßstelle 3033) ist die infiltrierende organische Substanz durch die Biodegradation um mehr als 40% reduziert worden (K. G. HEUMANN et al., 1989), der Sauerstoff wurde nahezu vollständig aufgebraucht und die Nitratgehalte wurden um mehr als 60% vermindert. Die unmittelbare Infiltrationszone am Neckarufer, die eine ca. 30 cm mächtige Bedeckung mit jungem Neckarschlamm aufweist, zeichnet sich aufgrund des hohen Gehaltes an organischer Substanz ($C_{org} > 4$ Gew.-%) sowie des hohen Nährstoffangebotes und der guten Sauerstoffversorgung durch die ständige Flußwasserinfiltration als Zone aktiver mikrobieller Umsetzungen aus. Die nachgewiesenen Koloniezahlen liegen im Ufersediment um mehr als zwei Zehnerpotenzen höher als im Neckarwasser (U. ALTMEIER & R. SCHWEISFURTH, 1989). Sauerstoff- und Nitratabbau führen im ufernahen Bereich zur Ausbildung einer schwach anaeroben Zone. Nach 40 m Untergrundpassage im Bereich der Schlicklinse (Meßstelle 3065) zeigen die Konzentrationsänderungen der Leitparameter O_2 , NO_3^- und CO_2 nochmals den dominierenden Einfluß der beiden Reduktionsprozesse an. Die Schlicklinse ist durch signifikant höhere Gehalte an verwertbarer organischer Substanz ($C_{org} < 4$ Gew.-%) im Vergleich zu den organikarmen, sandigen Kiesen charakterisiert. Die verstärkte mikrobielle Abbautätigkeit im Bereich der Schlicklinse dokumentiert sich in deutlich höheren Koloniezahlen und Enzymaktivitäten (U. ALTMEIER & R. SCHWEISFURTH, 1989). Durch die Verwendung von O_2 und NO_3^- als Elektronenakzeptoren herrschen auch hier nahezu ganzjährig schwach anaerobe Milieubedingungen. Eine weitergehende Unterteilung der beiden anaeroben Zonen in einzelne Reduktionsbereiche ist im Testfeld „Böckinger Wiesen“ nicht durchführbar. In einem dynamischen System wie der Uferfiltration, in dem der Eintrag der Elektronendonatoren (C_{org}) und der anorganischen Elektronenakzeptoren diskontinuierlich erfolgt und starken Fluktuationen unterworfen ist, ist die Ausbildung quasi stationärer großräumiger Reaktionszonen erschwert. Die starken Konzentrationsschwankungen im infiltrierenden Flußwasser bedingen zeitliche und räumliche Überlagerungseffekte der Einzelreaktionen. Zusätzlich führt die ausgeprägte Heterogenität des Kiesaquifers zu einer extremen Variabilität des Milieus auf engstem Raum, wie in Fig. 16, einer Momentaufnahme (16. Mai 1988) der Milieuindikatoren O_2 und NO_3^- in den Meßstellen der Uferböschung, deutlich zum Ausdruck kommt. Im Bereich eines bevorzugten Fließweges konnte bei dieser Probenahme ein verstärkter Nitratabbau mit zunehmender Untergrundpassage beobachtet werden. Nach einer Fließstrecke

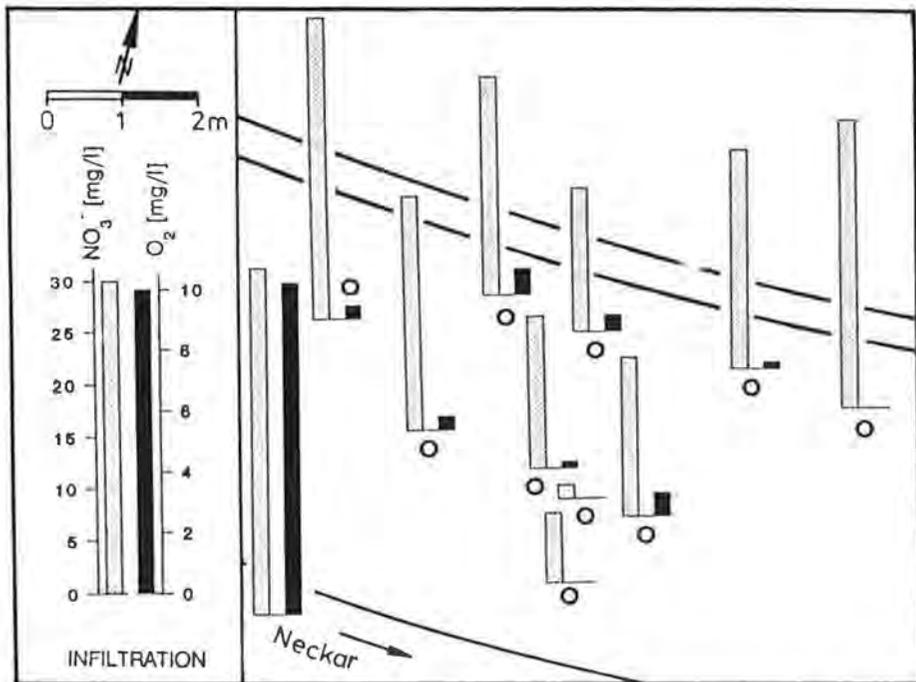


Fig. 16: Variabilität der Milieuindikatoren Sauerstoff und Nitrat in den Messstellen der Uferböschung (16. Mai 1988).

von 1,50 m (Messstelle 3054) war die Nitratkonzentration des Neckarwassers (31 mg/l) auf 6,20 mg/l NO_3^- reduziert worden, Sauerstoff war nicht mehr nachweisbar. Während der nachfolgenden Untergrundpassage von 1 m (Messstelle 3035, 2 m Distanz zum Neckarufer) hat eine weitere Reduktion auf 1,24 mg/l NO_3^- stattgefunden.

Aufgrund der funktionalen Abhängigkeit zwischen der mikrobiellen Tätigkeit und der Temperatur treten entsprechend den ausgeprägten Temperaturjahresgängen im Oberflächenwasser und im Uferfiltrat teilweise zyklische Konzentrationsänderungen der verschiedenen Leitparameter und Milieuindikatoren auf (vgl. Kap. 4.2.). In den Sommer- bis Spätsommermonaten ist bei verstärkter Bioaktivität (U. ALTMEIER et al., 1988) eine Intensivierung der Sauerstoffzehrung und des Nitratabbaues zu beobachten. In den beiden anaeroben Zonen wird dadurch das Redoxpotential zu geringeren rH-Werten verschoben. Während dieser Zeit, aber auch bei speziellen hydraulischen Situationen kommen zusätzlich zu O_2 und NO_3^- Mangan(IV) und Eisen(III) als terminale Elektronenakzeptoren für den oxidativen Stoffwechsel im Bereich der anaeroben Zonen zum Einsatz, Mn^{2+} und Fe^{2+} gehen in Lösung (Tab. 1: Reaktionsgleichungen 6 und 7). Zur Verdeutlichung sind in Fig. 17 die nachgewiesenen Eisengehalte im Neckar und im Infiltrationsprofil während der monatlichen Stichtagsbeprobungen dargestellt. Der Jahresgang der Eisengehalte im zweiten Halbjahr 1988 deutlich von den Ganglinien der übrigen Messstellen (Fig. 17 a.). Diese Konzentrationserhöhung ist auf die Milieuveränderung als Folgereaktion auf die Eingabe von Salztracern im Rahmen eines kombinierten Markierungsversuches vom 15. Juni 1988 zurückzuführen.

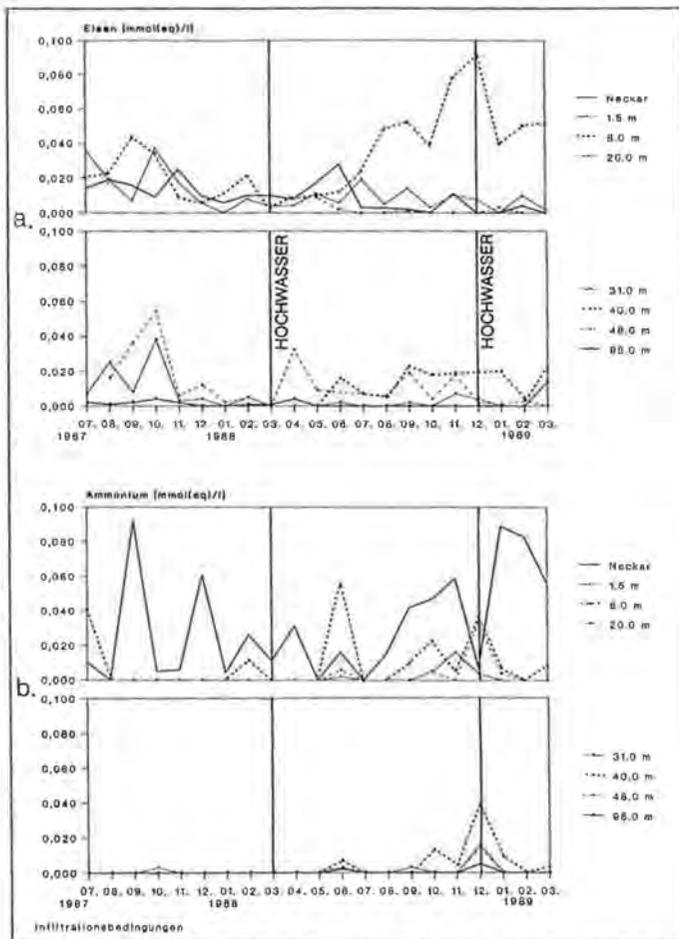


Fig. 17: Konzentrationsschwankungen der Milieuidkatoren Eisen (a.) und Ammonium (b.) entlang des Infiltrationsprofils während der dreijährigen Infiltrationsphase.

Unter stärker reduzierenden Bedingungen muß im Bereich der beiden Reduktionszonen aufgrund der nachgewiesenen Ammoniumkonzentrationen (Fig. 17 b.) auch eine Nitratammonifikation stattfinden. Im allgemeinen liegen die Ammoniumgehalte in den Uferfiltratmeßstellen im Bereich der analytischen Nachweisgrenze; in Abhängigkeit vom Redoxpotential sind sowohl in den ufernahen Meßstellen (1,5 m und insbesondere 8 m) als auch im Bereich der Schlicklinse (40 m) signifikante NH_3^+ -Konzentrationen zu beobachten. Nach DVWK (1988) führt die Nitratreduktion bei echt anaeroben Bedingungen eher zur Bildung von Ammonium als von gasförmigen Produkten, wie in der Reaktion 5 (Tab. 1) angegeben ist.

Konzentrationsänderungen des Indikatorelementes Ammonium können in Gegenwart von Sauerstoff neben der Denitrifikation, die bereits bei Sauerstoffgehalten von 0,5 mg/l einsetzt (L. HUISMAN & F. W. J. VAN HAAREN, 1966), auch über Nitrifikationsprozesse (Tab. 1: Reaktion 2) gesteuert werden. Da das Neckarwasser signifikante NH_3^+ -Konzentrationen bis maximal 1,65 mg/l aufweist und im Uferfiltrat mit wenigen Ausnahmen, die auf die Nitratammonifikation zurückzuführen

sind, kein Ammonium nachweisbar ist, findet zu Beginn der Untergrundpassage ein aerober Ammoniumabbau statt, Nitrat wird gebildet. Die beobachteten Nitratkonzentrationen im ufernahen Bereich resultieren daher aus der Nitratelimination über die Denitrifikation einerseits und der Nitratbildung über die Nitrifikation andererseits. Bei den vergleichsweise geringen Ammoniumkonzentrationen des Neckarwassers dürfte der prozentuale Anteil des neugebildeten Nitrates jedoch verhältnismäßig gering sein.

Die Sulfatreduktion, die nur bei strikt anaeroben und stark reduzierenden Milieubedingungen möglich ist, konnte im Testfeld im wesentlichen nicht beobachtet werden. Die Sulfatgehalte weisen auch im Bereich der beiden anaeroben Zonen, wie bereits erwähnt, keine signifikanten Konzentrationsabnahmen gegenüber dem Neckar auf. Sulfid, als Mineralisierungsprodukt der Sulfatreduktion (Tab. 1: Reaktion 8), liegt im Uferfiltrat generell unter der analytischen Nachweisgrenze. Da die Sulfatkonzentrationen im Neckar starken Schwankungen unterliegen, minimal wurden 53 mg/l (Dezember 1988) und maximal 150 mg/l (August 1987) SO_4^{2-} registriert, können die vereinzelt auftretenden niedrigeren Sulfatgehalte in den Meßstellen des ufernahen Bereiches auch auf frühere Konzentrationsminima im Neckar zurückgeführt werden. Als eindeutigen Beleg für eine mikrobielle Sulfatreduktion sind diese Konzentrationsunterschiede nicht zu bewerten, insbesondere da die Redoxpotentiale vergleichsweise hoch sind und nur vereinzelt im echt anaeroben Bereich liegen. Trotzdem muß davon ausgegangen werden, daß in anaeroben Mikrostandorten, die durch eine erhöhte Stoffwechselaktivität an der partikulären Substanz oder in den Hohlräumen des mineralischen Korngerüsts entstehen (DVWK, 1988), ein mikrobieller Sulfatabbau stattfindet. Wesentliches Indiz dafür ist die Existenz von Sulfatreduzierern, die in größeren Koloniezahlen im Neckar und im Neckarsediment an den Uferflanken, aber auch vereinzelt im ufernahen Bereich nachgewiesen wurden (U. ALTMEIER et al., 1988).

Sauerstoff-Respiration und Nitratveratmung, insbesondere aber die nur bei tieferen Redoxpotentialen ablaufenden Mangan(IV)- und Eisen(III)-Reduktionen, sind auf die beiden anaeroben Zonen in der Infiltrationsstrecke des Testfeldes beschränkt. Als echt anaerobe Reduktionszonen kann allerdings weder der ufernahe Bereich, noch der Bereich der Schlicklinse definiert werden (s.o.). Beide Zonen zeigen jedoch ganzjährig schwach reduzierende Milieubedingungen mit den beschriebenen saisonalen Schwankungen. Die Sauerstoffzufuhr aus der Bodenluft, aber auch die Zumischung des sauerstoffhaltigen, lokalen Grundwassers führt in der Übergangszone zwischen den beiden Reduktionszonen zu schwach oxidierenden, sowie auf der an die Schlicklinse anschließenden Fließstrecke in Richtung des Förderbrunnens H zu oxidierenden Milieubedingungen. Neben höheren Sauerstoffgehalten und Redoxpotentialen weisen diese Bereiche auch höhere Nitratgehalte auf, die auf den Nitratintrag über die ungesättigte Zone und auf die Zumischung des lokalen Grundwassers zurückzuführen sind (s.o.). Mangan(II) und Eisen(II) werden bereits bei geringfügigen Veränderungen des Redoxpotentials und des Sauerstoffgehaltes wieder entsprechend den Reaktionsgleichungen 2 und 3 (Tab. 1) zu dreiwertigem Eisen und vierwertigem Mangan aufoxidiert und in Form von Hydroxiden festgelegt. Bei stationären Infiltrationsbedingungen ergibt sich die in Fig. 18 dargestellte Zonierung im Bereich der Infiltrationsstrecke. Zur besseren Abgrenzung der schwach reduzierenden, suboxischen gegen die oxischen Milieubereiche wurde der Begriff „anaerobe Zone“ beibehalten (Fig. 18). Da die Milieuverhältnisse regional (vgl. Fig. 15) und saisonal eine ausgeprägte Variabilität zei-

gen, erfolgte in dieser Übersichtsdarstellung die Abgrenzung der einzelnen Milieuzonen sehr schematisch.

Durch die Konzentrationsänderungen der verschiedenen Indikatorelemente im Flußwasserinfiltrat aber insbesondere durch die damit verbundenen Milieuveränderungen auf der Fließstrecke des infiltrierenden Flußwassers verschieben sich die verschiedenen geochemischen Gleichgewichte, besonders markant beim Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht. Chemische Umsetzungen des Neckarinfiltrates mit der durchflossenen Gesteinsmatrix wie Lösungs-/Fällungsreaktionen, aber auch Sorptions-/Desorptionsprozesse sind die Folge. Die Lösung bzw. Fällung von Mangan- und Eisenoxiden und -hydroxiden in Abhängigkeit vom Redoxpotential wurde be-

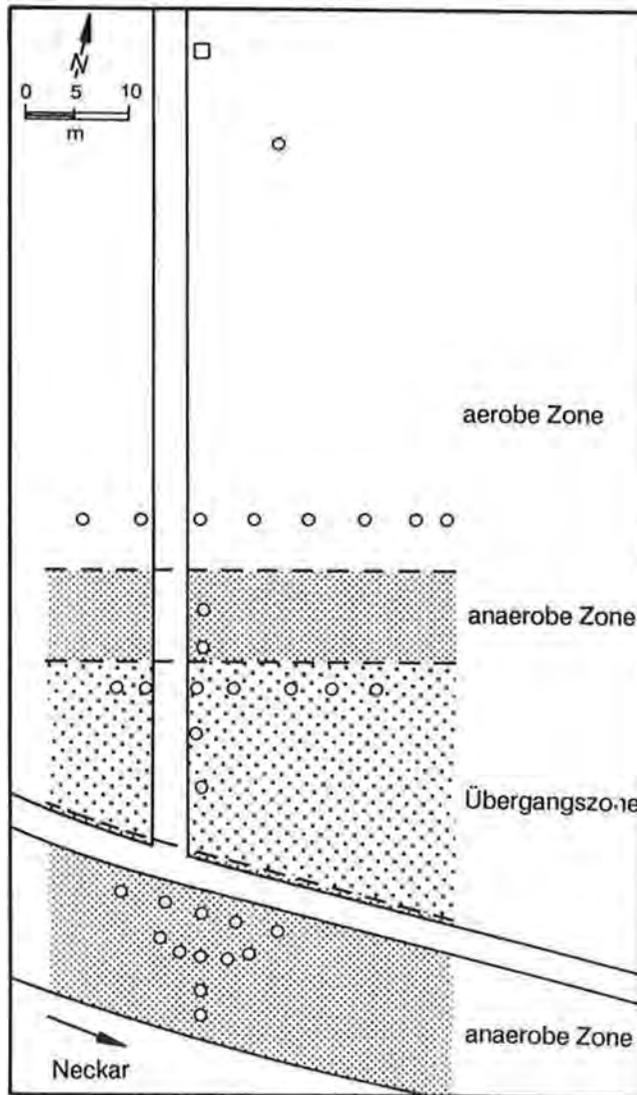


Fig. 18: Milieuzonen im Infiltrationsprofil bei Infiltrationsbedingungen.

reits bei der Diskussion der Redoxreaktionen angesprochen. Von entscheidender Bedeutung im Uferfiltrationssystem „Böckinger Wiesen“ sind daneben die Karbonatlösung (Tab. 1: Reaktion 9) sowie die Aluminiumsilikatverwitterung (Tab. 1: Reaktion 10).

In Fig. 19 sind zur Verdeutlichung der Abhängigkeit der Karbonatlösung von den Milieuzonen im Infiltrationsprofil die Mittelwerte des HCO_3^- - und SiO_2 -Gehaltes während der dreijährigen Infiltrationsphase dargestellt. Die Meßstellen im Bereich der beiden anaeroben Zonen (1,5 m, 8 m, 40 m) zeichnen sich vergleichbar mit den anderen Milieuindikatoren durch deutliche Konzentrationsänderungen aus.

CO_2 wird als Mineralisierungsprodukt bei der aeroben und anaeroben Biodegradation der infiltrierenden organischen Substanzen (Tab. 1) in größeren Mengen gebildet. Dem Rückgang des organischen Kohlenstoffgehaltes steht damit eine Zunahme des anorganischen Kohlenstoffes gegenüber. Die neu gebildete freie Kohlensäure steht im ständigen Ausgleich mit dem Kalk-Kohlensäure-System. Durch die Verschiebung des Gleichgewichtsystems werden verstärkt die Karbonate der durchflossenen mineralischen Matrix aufgelöst, so daß es zu der beschriebenen Aufhärtung des Infiltrates während der Untergrundpassage kommt (Fig. 7, 19). Die erhöhte CO_2 -Produktion durch die intensive mikrobielle Abbautätigkeit führt zu einer verstärkten Umsetzung mit der durchflossenen Matrix in beiden anaeroben Zonen, so daß Hydrogenkarbonat, aber auch Calcium und untergeordnet Magnesium sprunghaft in diesen Bereichen zunehmen.

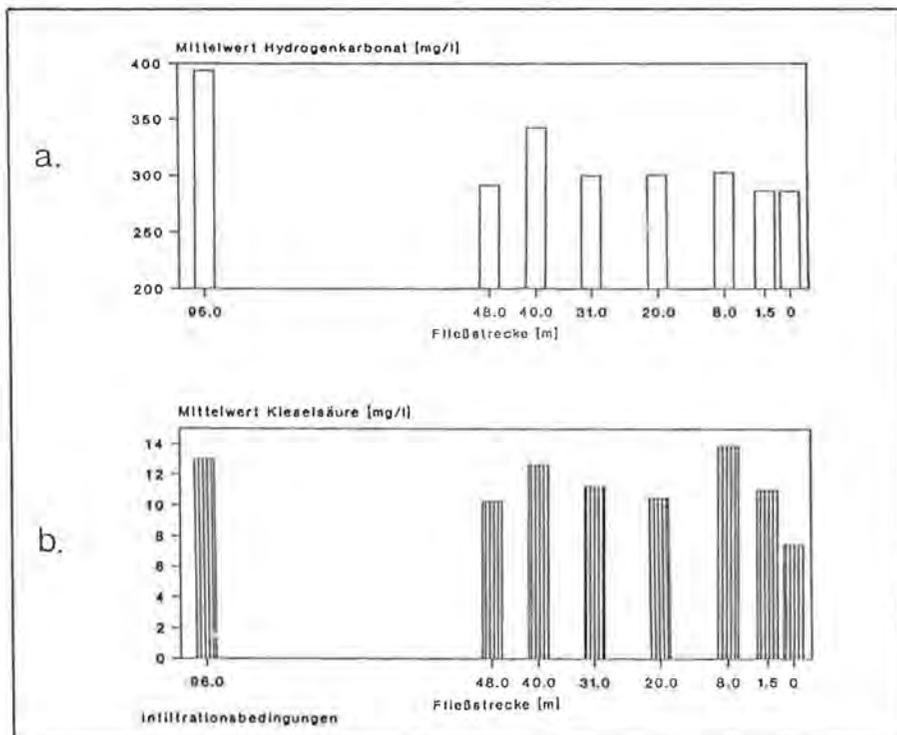


Fig. 19: Mittlere Hydrogenkarbonatkonzentrationen im Infiltrationsprofil (Juli 1987 bis März 1989).

Ein Teil des neugebildeten anorganischen Kohlenstoffes liegt als freies CO_2 vor, das in wässriger Lösung zu Kohlensäure umgesetzt wird. Dieser Effekt führt zu dem im System beobachteten pH-Gradienten vom basischen in den leicht sauren Bereich (vgl. Fig. 13). Dieser pH-Gradient spiegelt jedoch nicht die tatsächliche CO_2 -Produktion wider, da die Zunahme des Hydrogenkarbonatgehaltes im Uferfiltrat eine Verschiebung in den basischen pH-Bereich zur Folge hat (vgl. W. STUMM & J. J. MORGAN, 1981).

SiO_2 gelangt über die Verwitterung von Silikaten in das Grundwasser. Aufgrund der sehr langsam ablaufenden Lösungsprozesse weisen die meisten Grundwässer SiO_2 -Untersättigung auf (H. HÖTZL, 1983). Unter den besonderen physikalischen und chemischen Milieubedingungen bei der Uferfiltration kommt es jedoch insbesondere bei hohen Temperaturen (H. HÖTZL, 1983) zu einer verstärkten Silikatauflösung. Nach K. WUHRMANN (1977) findet die Auflösung von Silikaten prinzipiell zu Beginn der Infiltration, also in der unmittelbaren Infiltrationszone statt. Die erhöhten SiO_2 -Gehalte in der ufernahen Meßstelle (1,5 m) sind dadurch erklärbar. Verstärkte Silikatlösung während der weiteren Bodenpassage im Aquifer, wie sie im Bereich des Testfeldes durch die signifikante SiO_2 -Erhöhung dokumentiert wird, ist ein geochemischer Prozeß, der bereits in Uferfiltrationssystemen an der Glatt (E. HOEHN et al., 1983, L. A. JACOBS et al., 1988) und am Rhein (H. SONTHEIMER & W. NISSING, 1977) ausführlicher beschrieben wurde. Oberflächenwässer zeichnen sich generell durch eine anthropogen bedingte Belastung an organischen und anorganischen Schadstoffen und umweltrelevanten Spurenstoffen aus. Im Testfeld „Böckinger Wiesen“ kam es, wie bereits erwähnt, durch die künstliche Eingabe von Borax zu einer deutlichen SiO_2 -Erhöhung. Da im Neckar vergleichsweise hohe Bor-konzentrationen vorliegen, es wurden bis zu 2,5 mg/l Borsäure nachgewiesen, scheint ein kausaler Zusammenhang zwischen der im Vergleich zu anderen Aquifersystemen verstärkten Silikatlösung bei der Uferfiltration und der anthropogen bedingten Borbelastung plausibel.

Zusammenfassung

Uferfiltration ist ein häufig angewandtes Verfahren zur Grundwasseranreicherung. In Uferfiltrationssystemen wird die beachtliche Reinigungswirkung des Untergrundes bei der Durchsickerung und dem Durchfluß von Wasser ausgenutzt. Für diese Wirkung sind verschiedene bio- und geochemische Prozesse maßgeblich, die in einer definierten Uferfiltrat-Meßstrecke am Neckar bei Heilbronn untersucht wurden.

Die Untergrundpassage des Neckarinfiltrates führt zu einer weitreichenden Änderung der hydrochemischen Zusammensetzung des eingesickerten Flußwassers. Diese Veränderungen können durch wenige, vereinfacht dargestellte Reaktionsmechanismen beschrieben werden. Als dominierender Prozeß ist die Degradation organischer Substanz zu nennen, die mit einer Sauerstoff-Respiration, Nitratveratmung, Karbonat- und Silikatlösung verbunden ist. Die einzelnen Reaktionsmechanismen sind eindeutig nur im unmittelbaren Infiltrationsbereich nachzuweisen. Ihr dominierender Einfluß auf die Veränderung der einzelnen Wasserinhaltsstoffe kann jedoch bis zu einer Fließstrecke des Infiltrates von 50 m beobachtet werden, obwohl eine Überprägung durch die Zusickerung aus der ungesättigten Zone (z. B.

Nitrat, freie Kohlensäure, Sauerstoff) sowie durch die Zumischung lokalen Grundwassers (z.B. Nitrat, Hydrogencarbonat) stattfindet. Bedingt durch die signifikante Zumischung anderer Grundwassertypen können im Förderbrunnen nach einer Untergrundpassage von ca. 100 m die Konzentrationsänderungen der verschiedenen Indikatorelemente den einzelnen Reaktionsprozessen nicht mehr eindeutig zugeordnet werden.

Literatur

- ALTMEIER, U. & R. SCHWEISFURTH (1989): Untersuchungen zur mikrobiellen Charakterisierung von uferfiltriertem Grundwasser. – *Vom Wasser*, 73, 333–344, Weinheim.
- ALTMEIER, U., P. BOCHEM & R. SCHWEISFURTH (1988): Verteilung verschiedener physiologischer Bakteriengruppen in Neckarwasser, Sediment und Talauenaquifer bei der Uferfiltration. – *Z. dt. geol. Ges.*, 139, 545–557, Hannover.
- BMI-BUNDESMINISTERIUM DES INNERN (Hrsg., 1975): Uferfiltration. – Bericht des BMI Fachausschusses Wasserversorgung und Uferfiltrat, 182 S., Bonn.
- BMI-BUNDESMINISTERIUM DES INNERN (Hrsg., 1985): Künstliche Grundwasseranreicherung (Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland). – Bericht des BMI Fachausschusses Wasserversorgung und Uferfiltrat, 559 S., Berlin (Erich Schmidt).
- BRAND, K. (1989): Untersuchungen über die Festlegung und Remobilisierung der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink bei der Uferfiltration. – *Schr. Angew. Geol. Karlsruhe*, 6, 243 S., Karlsruhe.
- BRUNNER, H. (1986): Geologische Karte 1 : 25 000 von Baden-Württemberg – Erläuterungen zu Blatt 6821 Heilbronn. – 3., neubearbeitete Auflage, 204 S., Stuttgart (Landesvermessungsamt).
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. – Weinheim 1987 (Ringordner).
- DVWK (Hrsg., 1982): Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasser-Untersuchungen. – Merkblatt des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau/Fachausschuß Grundwasserchemie, 203, 32 S., Hamburg/Berlin (P. Parey).
- DVWK (Hrsg., 1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau/Fachausschuß Grundwasserbiologie, 80, 332 S., Hamburg/Berlin (P. Parey).
- FREEZE, R. A. & J. A. CHERRY (1979): *Groundwater*. – 604 p., Engelwood Cliffs (Prentice-Hall).
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG, 1987): Geologische Karten und Profilschnitte. – Unveröff. Kartenmaterial, 8 Blätter, Stuttgart/Freiburg.
- GLA (GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG, 1990): Hydrogeologisches Gutachten über den Pumpversuch „Böckinger Wiesen“ in den Brunnen F und H der Stadtwerke Heilbronn im Oktober 1988. – Unveröff. hydrogeologisches Gutachten, 10 S., Stuttgart/Freiburg.
- HELLMANN, H. (1986): *Analytik von Oberflächengewässern*. – 225 S., Stuttgart/New York (Thieme).
- HEUMANN, K. G., H. HÖTZL, W. KASS, H. KUSSMAUL, B. REICHERT, H. PUCHELT & R. SCHWEISFURTH (1989): Transport and Elimination of Organic, Anorganic and Microbiologic Pollutants in Bankfiltration. – IAH-International Contribution to Hydrogeology (Vorträge des 28. IGC in Washington, Juli 1989), in Druck.
- HOEHN, E., J. ZÖBRIST & R. P. SCHWARZENBACH (1983): Infiltration von Flußwasser ins Grundwasser – hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Glattal. – *Gas – Wasser – Abwasser*, 63(8), 401–410, Zürich.
- HÖLTING, B. (1980): *Hydrogeologie*. – 340 S., Stuttgart (Enke).
- HÖTZL, H. (1983): Geogene Zusammensetzung von Grundwässern. – DVWK-Fortbildung, 5. Fortbildungslehrgang Grundwasser, 146–169, Bonn.

- HÖTZL, H., B. REICHERT, P. MALOSZWESKI, H. MOSER & W. STICHLER (1989): Contaminant Transport in Bankfiltration – Determining Hydraulic Parameters by Means of Artificial and Natural Labeling. – In: KOBUS, H. & W. KINZELBACH (Eds., 1989): Contaminant Transport in Groundwater. – IAHR-Proc., 3, 65–72, Stuttgart.
- HUISMAN, L. & F. W. J. VAN HAAREN (1966): Treatment of Water before Infiltration and Modification of its Quality during its Passage Underground. – Int. Water Supply Assoc., 7. Congress, 1: Spec. Subj. 3, 43 p., Barcelona.
- JACOBS, L. A., H. R. VON GUNTEN, R. KEIL & M. KUSLYS (1988): Geochemical Changes along a River-Groundwater Infiltration Flow Path. Glattfelden, Switzerland. – Geochim. Cosmochim. Acta, 52, 2693–2706.
- REICHERT, B. (1991): Anwendung natürlicher und künstlicher Tracer zur Abschätzung des Gefährdungspotentials für Uferfiltrationssysteme. – Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 13, 203 S., Karlsruhe (in Vorbereitung).
- ROHMANN, U. & H. SONTHEIMER (1985): Nitrat im Grundwasser – Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. – 468 S., DVGW-Forschungsstelle, Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe.
- SONTHEIMER, H. & W. NISSING (1977): Änderungen der Wasserbeschaffenheit bei der Bodenpassage unter besonderer Berücksichtigung der Uferfiltration am Niederrhein. – Gas – Wasser – Abwasser, 57, 639–645, Zürich.
- STUMM, W. & J. J. MORGAN (1981): Aquatic Chemistry. – 780 p., New York (J. Willey & Sun).
- VOGT, M. & B. HERRLING (1988): Application of Transport Modeling for Verifying a Flow Model of an Infiltration Area: A Case Study. – Proceed. Int. Symp. „Interaction between Groundwater and Surface Water“, IAHR Conf., 339–346, Ystad, Sweden.
- WUHRMANN, K. (1977): Chemische und biologische Beeinflussung der Grundwasserqualität. – Gas – Wasser – Abwasser, 57, 633–639, Zürich.

Summary

Bank filtration is a common process for water supply in conurbations along rivers and lakes. Microbiological, chemical and physical processes during underground passage lead to a purification of the surface water. The decisive processes for the hydrochemical changes of the infiltrating surface water have been investigated in a well equipped infiltration profile at the river Neckar near Heilbronn, Germany.

The chemical changes of the infiltrating river water during underground passage can be described by a few simplified reaction mechanisms. Organic matter degradation is the predominant process. As major reactions oxygen respiration, denitrification, carbonate dissolution and aluminosilicate weathering can be considered. Main changes occur near the bank. There the various reactions can be proved clearly. At greater distances from the river bank admixture of local groundwater as well as of groundwater recharge through the unsaturated zone lead to an overlapping of the reaction mechanisms.

Dank

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogrammes „Schadstoffe im Grundwasser“. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sowie den Koordinatoren Dr. U. DE HAAR, Bonn, und Prof. Dr. K. SCHMIDT, Dortmund, danke ich für die Unterstützung bei den Untersuchungen. Die chemischen Analysen wurden größtenteils in den Labors des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg und der Stadtwerke Heilbronn durchgeführt, denen ich für die Überlassung der Analysendaten danken möchte. Den Kolleginnen und Kollegen der Forschergruppe „Böckinger Wiesen“, insbesondere Dr. habil. W. KASS, gilt mein Dank für die fruchtbare interdisziplinäre Zusammenarbeit. Meinem akademischen Lehrer, Herrn Prof. Dr. H. HÖTZL, möchte ich für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und seine wertvollen Kommentare bei der Erstellung dieser Arbeit danken.