

QUALITÄT DES UFERFILTRATS

EINFLUSS DER KLIMABESTIMMTEN VARIABLEN TEMPERATUR UND ABFLUSS

Probennahmekampagnen an einem Uferfiltrationssystem und Säulenversuche haben gezeigt, dass die meiste Zehrung des Sauerstoffs bei hohen Temperaturen (>20°C) wahrscheinlich dem Abbau des im Sediment gebundenen partikulären organischen Materials zuzuschreiben ist. Nitrat pufferte das Redoxsystem, Mangan-/Eisen-reduzierende Verhältnisse wurden im Sommer nicht beobachtet. Bei zukünftigen Hitzewellen können eine Zehrung des Nitratpuffers und eine damit verbundene Freisetzung von Mangan und Eisen jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Samuel Diem; Mario Schirmer, Eawag, Universität Neuchâtel; Matthias Rudolf von Rohr; Hans-Peter E. Kohler, Eawag, ETH Zürich; Janet G. Hering; Urs von Gunten, Eawag, ETH Zürich, EPFL*

RÉSUMÉ

QUALITÉ DU FILTRAT DE RIVE – INFLUENCE DES VARIABLES CLIMATIQUES, TEMPÉRATURE ET ÉCOULEMENT

En Suisse, 25 à 30% de l'eau potable sont captés à partir du filtrat de rive. La plupart des formations aquifères préalpines alimentées par des rivières sont oxiques et le filtrat de rive transporté est généralement d'excellente qualité. Les observations faites au cours des vagues de chaleur passées laissent pourtant supposer que le changement climatique attendu peut altérer les processus d'oxydoréduction pendant l'ultrafiltration, et nuire ainsi à la qualité du filtrat de rive. Pour étudier l'influence des variables climatiques, que sont la température et l'écoulement, sur ces processus, des campagnes d'échantillonnage ont été menées dans des conditions hivernales et estivales typiques, sur un site d'essai en bordure de la Thur. Ces conditions ont été reproduites par des essais de filtration dans une colonne de laboratoire. Qui plus est, des prélèvements d'eau de rivière et de la nappe phréatique ont été effectués périodiquement sur une période de cinq ans. Les essais en colonne ont réussi à bien illustrer les résultats des études sur le terrain. L'oxygène a été le principal accepteur d'électrons pour la dégradation microbienne des matières organiques. Il a pu être démontré que, par des conditions estivales, la raréfaction de l'oxygène est due principalement aux matières organiques particulaires (MOP) associées aux sédiments, et non aux matières organiques dissoutes (MOD). La raréfaction des MOD n'a

EINLEITUNG

Uferfiltration wird in verschiedenen europäischen Ländern erfolgreich zur Trinkwasserproduktion eingesetzt [1, 2]. In der Schweiz deckt das aus Uferfiltrat gewonnene Trinkwasser 25–30% des gesamten Trinkwasserbedarfs ab. Während der Infiltration von Flusswasser durch das Flussbett finden physikalische und biogeochemische Prozesse statt, die Bakterien, Viren und unerwünschte Nähr- und Spurenstoffe beseitigen.

Einer der wichtigsten biogeochemischen Prozesse während der Uferfiltration ist der Abbau von natürlichem organischem Material (NOM). NOM wird einerseits aus distalen (allochthonen) bodenbürtigen Quellen eingeschwemmt und andererseits lokal (autochthon) durch Periphyton produziert [3, 4]. Autochthones NOM ist in der Regel besser bioverfügbar als allochthones NOM. NOM setzt sich aus partikulärem organischem Material (POM) und aus gelöstem organischem Material (DOM) zusammen, die typischerweise als partikulärer (POC) bzw. gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) quantifiziert werden [4]. Während der Infiltration wird das DOM als «mobiles Substrat» für den mikrobiellen Abbau durch die Flussbettsedimente transportiert. Das POM hingegen wird durch die Filterwirkung des Flussbetts als «stationäres Substrat» im Sediment

* Kontakt: samuel.diem@eawag.ch

zurückgehalten [3]. Für den mikrobiellen Abbau von NOM werden die Elektronenakzeptoren Sauerstoff (O_2), Nitrat (NO_3^-), Mn(III/IV)- und Fe(III)(hydr)oxide in der genannten, thermodynamisch bedingten Reihenfolge gezehrt. Aufgrund der Temperaturabhängigkeit der NOM-Zehrung konnten in gewissen Uferfiltrationssystemen saisonale Änderungen der Redoxverhältnisse nachgewiesen werden [5–8].

In der Schweiz ist die Uferfiltration oftmals die einzige Barriere zwischen Flusswasser und Trinkwasser. Dies ist durch die gute Filterwirkung des Flussbetts für Mikroorganismen, die starke Verdünnung von geklärtem Abwasser in Flüssen und die meist oxischen Bedingungen in der Infiltrationszone möglich. Während dem Hitzesommer 2003 wurden jedoch in verschiedenen Uferfiltrationssystemen in der Schweiz anoxische und vereinzelt sogar Mn(III/IV)- und Fe(III)-reduzierende Verhältnisse nachgewiesen [9].

Für die Sommermonate im Jahr 2005 prognostizieren Klimamodelle eine durchschnittliche Zunahme der Lufttemperatur um $4\text{--}5^\circ\text{C}$ und eine Abnahme des Niederschlages um 25%, was auch zu einer Abnahme des Abflusses führt [10, 11]. Kleinere Abflussraten könnten zu einer geringeren Verdünnung von geklärtem Abwasser und somit zu erhöhten DOC-Konzentrationen führen. Kombiniert mit erhöhten Temperaturen steigt vermutlich das Risiko von Mn(III/IV)- und Fe(III)-reduzierenden Verhältnissen während den Sommermonaten an.

Das Ziel dieser Studie war, den Einfluss der klimabestimmten Variablen Temperatur und Abfluss auf die Redoxprozesse während der Uferfiltration mittels Felduntersuchungen und Säulenexperimenten zu bestimmen. Insbesondere wurde der Beitrag der DOM-Zehrung zur Abnahme der Elektronenakzeptorkonzentrationen (O_2 , NO_3^- etc.) bei unterschiedlichen Temperaturen und hydrologischen Bedingungen untersucht. Die Temperaturabhängigkeit der DOM- und Sauerstoffzehrung wurde durch den Vergleich von Sommer- und Winterprobekampagnen mit entsprechenden Säulenversuchen untersucht und mit Resultaten von Langzeituntersuchungen verifiziert. Letztere erlaubten, auch den Effekt des Abflusses auf die Sauerstoff- und DOM-Zehrung zu ermitteln.

MATERIAL UND METHODEN

PROBENNAHMEN IM FELD

Die Probenahmen wurden am Feldstandort Niederneunforn durchgeführt, welcher sich im Einzugsgebiet der Thur befindet (Fig. 1a). Der Feldstandort Niederneunforn wurde während dem interdisziplinären Record-Projekt (*Restored corridor dynamics*, s. www.cces.ethz.ch/projects/nature/Record, [12, 13]) mit einer Vielzahl an Piezometern instrumentiert (Fig. 1b). Die hier beschriebenen Resultate beschränken sich auf die in Fig. 1c dargestellten Piezometer. Basierend auf einem entwickelten Grundwasserströmungs- und Transportmodell [14, 15], infiltriert die Thur auf dem gesamten Abschnitt in direktem hydraulischem Kontakt zum Grundwasser (Fig. 1b, c). Um unterschiedliche Temperaturverhältnisse zu erfassen, wurden zwei mehrtägige Probekampagnen im Sommer (19.–26. August 2011) und im Winter

(23.–29. November 2011) bei Niedrigwasser ($<25\text{ m}^3/\text{s}$) durchgeführt. Die mittleren Flusstemperaturen lagen im Sommer bei ca. 22°C und im Winter bei ca. 6°C . Zusätzlich wurden während fünf Jahren (2008–2012) periodische Probenahmen durchgeführt, die ein breites Temperatur- und Abflussspektrum abdeckten.

Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs (DO) und die Temperatur wurden vor Ort gemessen, bevor die Fluss- und Grundwasserproben genommen wurden. Konzentrationen von DOC (zur Quantifizierung des DOM) und Nitrat wurden in den filtrierten Wasserproben im Labor gemessen. Zur Berechnung der stattgefundenen DO-Zehrung während der Infiltration wurde die gemessene DO-Konzentration im Grundwasser von der mittleren DO-Konzentration im Fluss subtrahiert. Letztere wurde basierend auf den kontinuierlichen DO-Messungen bei der BAFU-Messstelle in Andelfingen (10 km stromabwärts, Fig. 1a) berechnet,

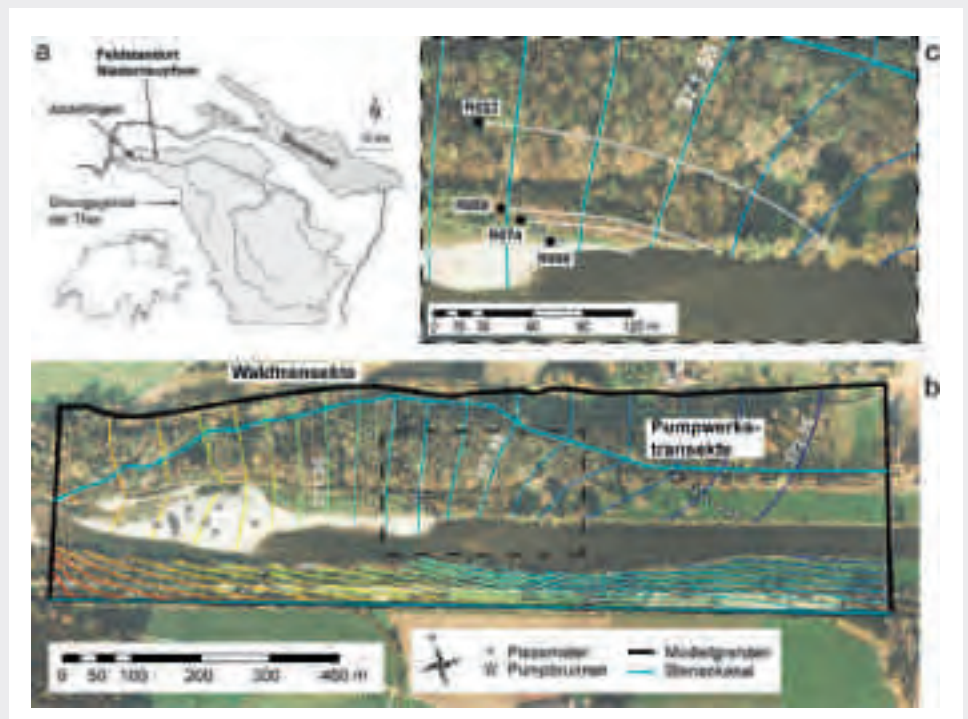


Fig. 1 (a) Einzugsgebiet der Thur mit eingezeichneter Position des Feldstandortes Niederneunforn, Nordost-Schweiz. (b) Feldstandort Niederneunforn mit Piezometern und Grundwasserstands isolinien, die von einem existierenden Strömungsmodell extrahiert wurden [15]. (c) Vergrößerter Ausschnitt des Rechtecks in (b) mit den in dieser Studie verwendeten Piezometern (schwarze Punkte). Die weissen Linien repräsentieren die advektiven Grundwasserfließspfade vom Fluss zu den Piezometern, basierend auf dem Strömungsmodell

(a) Bassin versant de la Thur avec tracé de l'emplacement du site d'essai de Niederneunforn, Nord-est de la Suisse. (b) Site d'essai de Niederneunforn équipé de piézomètres et d'isolignes de niveau des eaux souterraines, extraites d'une modélisation d'écoulement existante [15]. (c) Coupe agrandie du rectangle en (b) avec les piézomètres utilisés dans cette étude (points noirs). Les lignes blanches représentent les trajectoires des eaux souterraines, du fleuve aux piézomètres, en se basant sur la modélisation d'écoulement

um die Tagesschwankungen des DO im Fluss auszugleichen. Die DOM-Zehrung wurde aus der Differenz zwischen der gemessenen DOC-Konzentration im Fluss und der gemessenen DOC-Konzentration im Grundwasser berechnet. Um den im Flussbett enthaltenen POM zu quantifizieren, wurden acht Sedimentproben nahe dem Piezometer R050 entnommen und die POC-Konzentration von jeweils drei Korngrößenfraktionen $<0,25$ mm bestimmt. Die Korngrößenfraktion $<0,063$ mm wies den höchsten POC-Gehalt auf ($1,4 \pm 0,3\%$ w/w) und die Fraktion $0,125-0,25$ mm den niedrigsten ($0,5 \pm 0,3\%$ w/w).

SÄULENVERSUCHE

Der Aufbau der Säulenversuche ist in *Figur 2* ersichtlich. Die Länge der Säule betrug 30 cm und der innere Durchmesser 5,2 cm. Die Säule wurde mit Sand der Korngrößenfraktion $0,125-0,25$ mm gefüllt, welcher von der Kiesbank in

der Nähe des Piezometers R050 (*Fig. 1c*) stammt. Der Sand bestand hauptsächlich aus Calciumcarbonat und Quarz (40% bzw. 25%) und der POC-Gehalt wurde auf $0,3 \pm 0,2\%$ (w/w) bestimmt. Ein Tracerversuch mit NaCl ergab ein Porenvolumen von 0,2 l. Eine HPLC-Pumpe beförderte filtriertes ($0,45 \mu\text{m}$) Flusswasser von unten nach oben mit einem Durchfluss von 0,4 l/d. Die Aufenthaltszeit des Wassers in der Säule betrug demnach 0,5 d. Um die Sommer- bzw. die Winterkampagnen nachzubilden, wurde die Säule in einem Klimaschrank bei 20°C und bei 5°C betrieben. Die DO-Konzentration wurde an jeder der 15 Probenahmestellen (SP0-SP14) in einer Durchflusszelle gemessen. Proben für die Bestimmung der DOC- und Nitratkonzentrationen wurden vor (SP0) und nach der Säule (SP14) entnommen. Die DO- und DOM-Zehrung wurde aus der Differenz zwischen den jeweiligen DO- und DOC-Konzentrationen bei SP0 und SP14 berechnet.

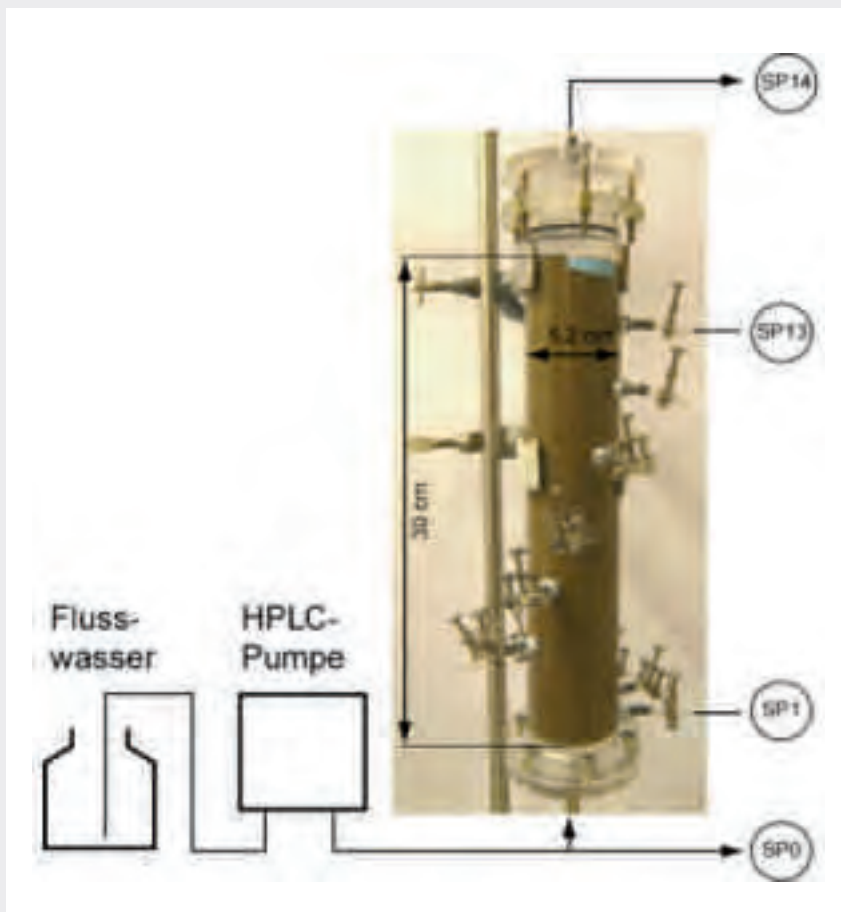


Fig. 2 Aufbau der Säulenexperimente mit 13 Probenahmestellen (SP) innerhalb der Säule, einer vor (SP0) und einer nach der Säule (SP14). Die Säule wurde von unten nach oben mit Flusswasser durchströmt

Mise en place des expériences en colonne avec 13 points de prélèvement (SP) à l'intérieur de la colonne, une en amont (SP0) et l'une en aval de la colonne (SP14). On a fait couler de l'eau fluviale dans la colonne, de bas en haut

RESULTATE UND DISKUSSION

KONZENTRATIONSPROFILE FÜR SOMMER-/ WINTERBEDINGUNGEN

Die Aufenthaltszeiten des Grundwassers zwischen Fluss und Piezometern wurden anhand des Strömungsmodells und der Zeitreihenanalyse der elektrischen Leitfähigkeit abgeschätzt und reichen von 0,5 d beim flussnächsten Piezometer (R050) bis 13 d beim letzten Piezometer (R023) (*Fig. 1c*). Da die Aufenthaltszeit des Wassers in der Säule 0,5 d betrug, repräsentiert die Säule den Bereich zwischen der Thur und R050. Die Säulenversuche erlaubten zudem, die mikrobiellen Abbauprozesse auf einer Skala aufzulösen, die im Feldsystem nicht zugänglich war.

Typische Temperatur- und Konzentrationsprofile von redoxaktiven Substanzen sind in *Figur 3* für die Probenahmekampagnen und in *Figur 4* für die Säulenversuche dargestellt. Die grösste DO- und DOM-Zehrung im Feld fand zwischen dem Fluss und dem ersten Piezometer (R050) statt, sowohl im Sommer als auch im Winter. Dies deutet darauf hin, dass die Abbauprozesse zum grössten Teil in den ersten Metern der Infiltrationszone stattfanden. In Übereinstimmung mit anderen Studien zeigt diese Beobachtung auch, dass die mikrobielle Aktivität in dieser Zone am höchsten ist [16-18]. Bei den weiter entfernten Piezometern (R059, R023) konnte im Winter eine zusätzliche Abnahme der DO- und der DOC-Konzentration beobachtet werden. Da jedoch die Aufenthaltszeiten des Grundwassers bei diesen Piezometern bedeutend grösser sind, sind die entsprechenden Abbauprozesse viel langsamer.

Die DO-Konzentrationsprofile der Säulenexperimente zeigen, dass die höchste DO-Zehrungsrate zwischen den ersten beiden Probenahmestellen auftrat (*Fig. 4*). Dies deckt sich mit Beobachtungen anderer Säulenversuche, in denen die höchste DO-Zehrungsrate im ersten Zentimeter nachgewiesen werden konnte [20, 21]. Bei 20°C folgte der anfänglichen raschen Abnahme des DO eine lineare Abnahme, wohingegen bei 5°C die DO-Konzentrationen nach der anfänglichen Abnahme konstant blieben. Die lineare Abnahme der DO-Konzentration deutet auf einen Abbau 0. Ordnung hin. Das heisst, dass die DO-Zehrung in der Säule weder durch die Verfügbarkeit des DO noch jene des NOM limitiert war. Die DO-Zehrung zwischen dem Fluss und dem ersten Piezo-

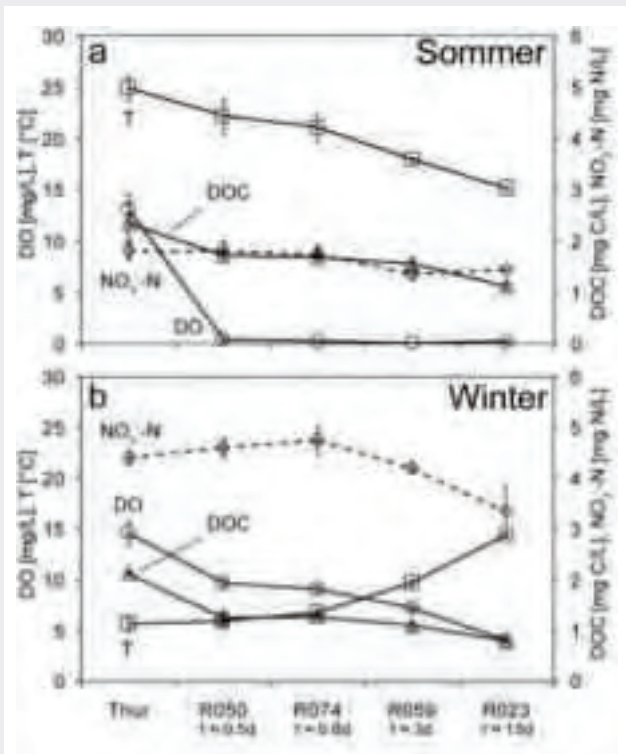


Fig. 3 Temperatur- und Konzentrationsprofile von DO, DOC und Nitrat während (a) der Sommer- und (b) der Winterkampagne. Modifiziert aus [19]

Profils de température et de concentration d'OD, de COD et nitrates pendant la campagne (a) d'été et (b) d'hiver. Modifiés à partir de [19]

meter war deutlich grösser im Sommer als im Winter und jene zwischen Säulenein- und Säulenausgang war grösser bei 20°C als bei 5°C. Dies deutet auf die Temperaturabhängigkeit des mikrobiellen Abbaus von NOM mittels aerober Respiration hin. Interessanterweise lag die Zehrung des DOM sowohl während der Sommer- als auch der Winterbedingungen bei ca. 0,7 mg C/l bei den Probennahmekampagnen und bei ca. 0,3 mg C/l bei den Säulenversuchen. Des Weiteren wurde der DOM weder im Feld noch in der Säule vollständig umgesetzt. Lediglich 30-50% des infiltrierten DOM wurden abgebaut, was dem bioverfügbaren DOM (BDOM) entspricht. Ähnliche Werte für die bioverfügbare Fraktion des DOM wurden auch in anderen Feldstudien ermittelt [8, 18]. Die restlichen 50-70% waren demnach nicht gut abbaubar.

Im Sommer war der DO beim ersten Piezometer R050 beinahe vollständig gezehrt (Fig. 3). Analog war die Säule an deren Ausgang bei 20°C praktisch anoxisch. Denitrifikation konnte jedoch weder im Feld noch in der Säule nachgewiesen werden. Unter heutigen Sommerbedingungen ist folglich noch genügend Nitrat vorhanden, um das Redoxsystem zu puffern, bevor sich Mn(III/IV)- und Fe(III)-reduzierende Verhältnisse einstellen.

EINFLUSS DER TEMPERATUR AUF DIE DO- UND DOM-ZEHRUNG

Probennahmekampagnen und Säulenversuche

Um die Temperaturabhängigkeit des aeroben NOM-Abbaus zu untersuchen, wurden die DO- und DOM-Zehrung zwischen Fluss und Piezometer R050 und zwischen Säulenein- und Säulenausgang für Sommer- und Winterbedingungen verglichen.

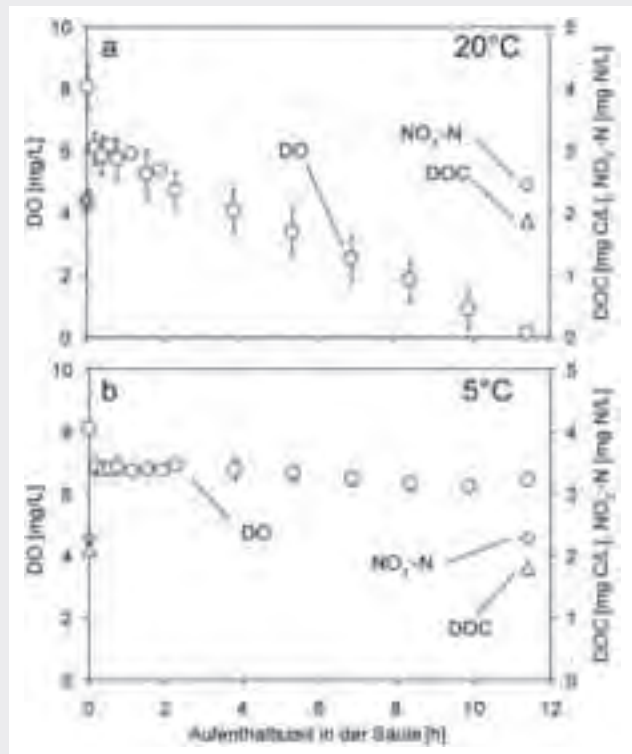


Fig. 4 DO-, DOC- und Nitratkonzentrationen entlang der Säule bei (a) 20°C und (b) 5°C

Concentrations d'OD, COD et nitrates le long de la colonne pour (a) 20°C et (b) 5°C

(Quelle: [19])

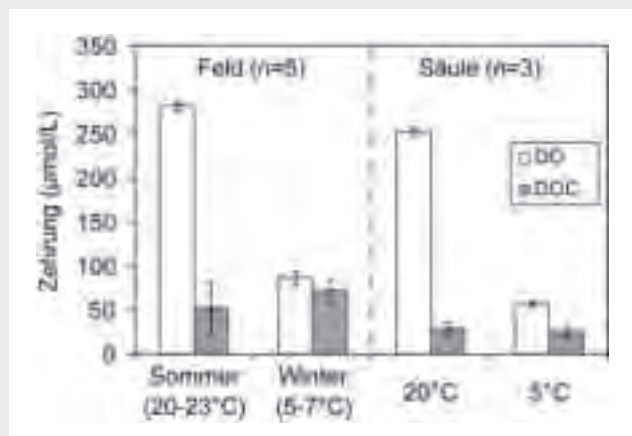


Fig. 5 Vergleich der DO- und der DOM-Zehrung für die Sommer- (20-23°C) und Winterkampagne (5-7°C) im Feld und für die Säulenversuche bei 5°C und 20°C. Modifiziert aus [19]

Comparaison de la raréfaction de CO et MOD pour la campagne d'été (20-23°C) et d'hiver (5-7°C) sur le terrain et pour les essais en colonne, à 5°C et 20°C. Modifiée à partir de [19]

Die resultierenden mittleren molaren DO- und DOM-Zehrungen für die Feldkampagnen und die Säulenexperimente sind in Figur 5 abgebildet. Unter Annahme der vereinfachten Form der aeroben Respiration ($CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$) wird ein mol DO (O_2) benötigt, um ein mol organischen Kohlenstoff (CH_2O) zu oxidieren. Falls die DOM-Zehrung die gesamte DO-Zehrung erklärt, sollten deren molare Zehrungen identisch sein. Während den Sommerbedingungen (Feld und Säule) vermochte die DOM-Zehrung jedoch nur 10-20% der DO-Zehrung zu erklären. Die restlichen 80-90% der Reduktionskapazität, die nötig sind, um

die DO-Zehrung zu erklären, müssen also von einer anderen Quelle herrühren. Partikuläres organisches Material (POM) in den Flussbett-sedimenten und im Sand der Säule stellt die plausibelste Quelle für die zusätzliche Reduktionskapazität dar. Wie bereits oben erwähnt und auch in *Figur 5* sichtbar, schien die DOM-Zehrung nicht von der Temperatur beeinflusst zu sein. Dies lässt vermuten, dass die Variabilität und die Temperaturabhängigkeit der DO-Zehrung massgeblich von der POM-Zehrung bestimmt sind.

Langzeitdaten

Um die Temperaturabhängigkeit der DO- und DOM-Zehrung systematischer zu untersuchen, wurden die entsprechenden Daten für das Piezometer R050 von allen Probenahmen zwischen 2008 und 2012 zusammengetragen. Da die POM-Zehrung nicht direkt gemessen werden konnte, wurde sie aus der Differenz zwischen der DO-Zehrung und der DOM-Zehrung berechnet ($\Delta\text{POC} = \Delta\text{DO} - \Delta\text{DOC}$). *Figur 6* zeigt die DO-Zehrung, die

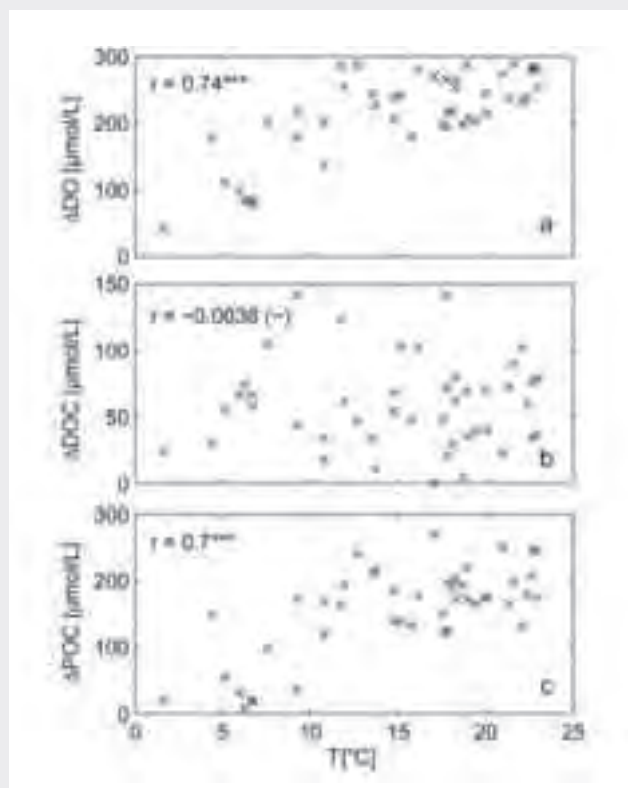


Fig. 6 Streudiagramme für das Piezometer R050 zwischen (a) der DO-Zehrung (ΔDO), (b) der DOM-Zehrung (ΔDOC), (c) der berechneten POM-Zehrung ($\Delta\text{POC} = \Delta\text{DO} - \Delta\text{DOC}$) und der mittleren Tagestemperatur in der Thur (T).

r ist der Korrelationskoeffizient zwischen zwei Variablen mit den Signifikanzniveaus: *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; (-) = $p > 0,05$. p ist die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Variablen nicht korreliert sind

Diagrammes de dispersion pour le piézomètre R050 entre (a) la raréfaction de CO (ΔDO), (b) la raréfaction de COD (ΔDOC), (c) la raréfaction de MOD calculée ($\Delta\text{POC} = \Delta\text{DO} - \Delta\text{DOC}$) et la température quotidienne moyenne sur la Thur (T).

r est le coefficient de corrélation entre deux variables avec les niveaux de signification: *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; (-) = $p > 0,05$. p est la probabilité de non-corrélation de deux variables (Quelle: [19])

DOM-Zehrung und die berechnete POM-Zehrung als Funktion der mittleren Tagestemperatur im Fluss, mit den jeweiligen Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveaus. Die DO-Zehrung zeigt eine hohe und signifikante Korrelation mit der mittleren Tagestemperatur (0,74; *Fig. 6a*). Die Temperatur erklärt somit einen grossen Teil der Variabilität in der DO-Zehrung. Die DOM-Zehrung korrelierte hingegen nicht mit der Flusstemperatur (*Fig. 6b*), was mit den Resultaten aus *Figur 5* und den Beobachtungen von [22] übereinstimmt. Da die POM-Zehrung (*Fig. 6c*) aus der Differenz zwischen einer stark korrelierten Grösse (DO-Zehrung) und einer nicht korrelierten und tendenziell kleineren Grösse (DOM-Zehrung) berechnet wurde, ist sie auch stark mit der Temperatur korreliert (0,7). Diese Resultate unterstützen die obige Vermutung, dass die POM-Zehrung primär für die Variabilität und die Temperaturabhängigkeit der DO-Zehrung verantwortlich ist.

Der Unterschied zwischen der Temperaturabhängigkeit der DO- und der DOM-Zehrung hat auch zur Folge, dass die DOM-Zehrung bei tieferen Temperaturen mehr zur DO-Zehrung beiträgt als bei hohen Temperaturen. Das bedeutet wiederum, dass die berechnete POM-Zehrung bei höheren Temperaturen einen wichtigeren Beitrag leistet. POM ist demnach der wichtigste Elektronendonator bei hohen Temperaturen.

Die Tatsache, dass keine Korrelation zwischen der DOM-Zehrung und der Temperatur beobachtet werden konnte, bedeutet nicht, dass dieser Prozess nicht temperaturabhängig ist. Eine konzeptionelle Erklärung basiert auf der Tatsache, dass die Zehrung der bioverfügbaren DOM-Fraktion (BDOM) generell schnell erfolgt, da der BDOM in gelöster und abbaubarer Form vorliegt. Auch wenn die Abbauraten des BDOM tiefer sind bei tieferen Temperaturen, scheinen die Mikroorganismen dennoch in der Lage zu sein, die gesamte BDOM-Fraktion innerhalb der Aufenthaltszeit in den Feld- und Säulensystemen abzubauen. Folglich war die DOM-Zehrung auf der Skala der gemachten Beobachtungen eher durch die Fraktion des BDOM als durch temperaturabhängige Raten limitiert. Im Gegensatz dazu beinhaltet der Abbau des POM-Hydrolysereaktionen [3, 23], die geschwindigkeitsbestimmend sind [24–26]. Die POM-Zehrung findet deshalb mit kleineren Abbauraten statt als die BDOM-Zehrung, wodurch die Temperaturabhängigkeit der POM-Zehrung auf den Zeitskalen der Systeme (Feld, Säule) aufgelöst werden konnte.

EINFLUSS DER HYDROLOGISCHEN VERHÄLTNISSE AUF DIE DO- UND DOM-ZEHUNG

Die Temperaturabhängigkeit der DO-Zehrung wird möglicherweise überlagert von einer Abhängigkeit der hydrologischen Verhältnisse. Nach verbreiteter Vorstellung führen Hochwasserereignisse nicht zu einer Änderung des Redoxzustandes in der Infiltrationszone [27], sondern eher zu einem Durchbruch pathogener Keime und Schadstoffe aufgrund verkürzter Fliesszeiten zwischen Fluss und Pumpbrunnen [28]. Es ist jedoch gut bekannt, dass die POM-Konzentration im Fluss mit zunehmendem Abfluss ansteigt [29]. Der Anteil an Periphyton (autochthones POM) im suspendierten POM-Pool eines Flusses ist aufgrund der erhöhten abrasiven Kräfte am Flussbett typischerweise positiv mit dem Abfluss korreliert [30, 31]. Des Weiteren wurde gezeigt, dass der POM-Eintrag ins Flussbett vorwiegend während Hochwasserbedingungen stattfindet [32, 33]. Aufgrund der erhöhten POM-Verfügbarkeit im Flussbett während Hochwassersituationen kann deshalb eine erhöhte DO-Zehrung vermutet werden.

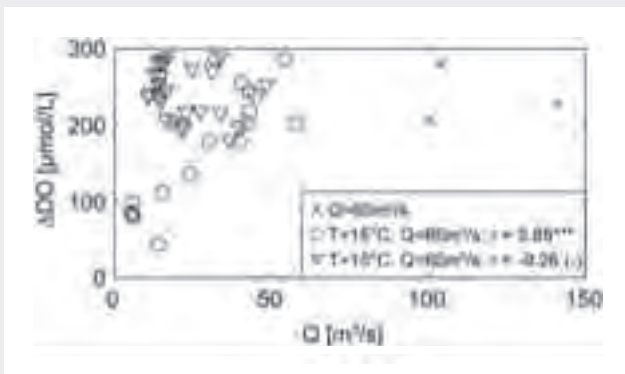


Fig. 7 Streudiagramm zwischen der DO-Zehrung (ΔDO) beim Piezometer R050 und dem mittleren Tagesabfluss in der Thur (Q). r ist der Korrelationskoeffizient zwischen den zwei Variablen mit den Signifikanzniveaus: *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; (-) = $p > 0,05$. p ist die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Variable nicht korreliert sind

Diagramme de dispersion entre la raréfaction de CO (ΔDO) au niveau du piézomètre R050 et l'écoulement journalier moyen dans la Thur (Q). r est le coefficient de corrélation entre les deux variables avec les niveaux de signification: *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; (-) = $p > 0,05$. p est la probabilité de non-corrélation de deux variables (Quelle: [19])

	DOC Thur	Abfluss
ΔDO	0,35*	0,23 (-)
ΔDOC	0,61***	-0,066 (-)
DOC Thur		0,46**

Tab. 1 Korrelationen zwischen der DO-Zehrung (ΔDO), der DOM-Zehrung (ΔDOC), der DOC-Konzentration in der Thur (DOC Thur) und dem mittleren Tagesabfluss. r ist der Korrelationskoeffizient zwischen zwei Variablen mit den Signifikanzniveaus: *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; (-) = $p > 0,05$. p ist die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Variablen nicht korreliert sind

Corrélation entre la raréfaction de CO (ΔDO), la raréfaction de MOD (ΔDOC), la concentration de COD dans la Thur (DOC Thur) et l'écoulement journalier moyen. r est le coefficient de corrélation entre deux variables avec les niveaux de signification: *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; (-) = $p > 0,05$. p est la probabilité de non-corrélation de deux variables

Insgesamt war die Korrelation zwischen der DO-Zehrung und dem mittleren Tagesabfluss klein und nicht signifikant (0,23; Tab. 1). Die DO-Zehrung steigt jedoch mit zunehmendem Abfluss bis ca. $60 \text{ m}^3/\text{s}$ an und bleibt dann konstant auf einem Niveau von $200\text{--}300 \mu\text{mol/l}$ (Fig. 7). Da die Datenpunkte für Abflüsse kleiner als $60 \text{ m}^3/\text{s}$ einen breiten Temperaturbereich abdecken, ist die Korrelation zwischen der DO-Zehrung und der Temperatur noch immer klein (0,31). Um für die Temperaturabhängigkeit zu kompensieren, wurden zwei Temperaturbereiche, $T < 15^\circ \text{C}$ (Kreise) und $T > 15^\circ \text{C}$ (Dreiecke), definiert. Tatsächlich konnte so für den niedrigen Temperaturbereich eine signifikante Korrelation zwischen der DO-Zehrung und dem Abfluss gefunden werden (0,85). Die DOM-Zehrung korrelierte nicht mit dem Abfluss (Tab. 1). Dies legt nahe, dass der Anstieg der DO-Zehrung durch eine erhöhte POM-Zehrung hervorgerufen wird, was wiederum die oben erwähnte konzeptionelle Vorstellung unterstützt. Für den hohen Temperaturbereich war die Korre-

lation klein und nicht signifikant. Da die DO-Zehrung bei hohen Temperaturen ohnehin schon hoch und nahezu komplett ($\sim 300 \mu\text{mol/l}$) war, konnte der zusätzliche Einfluss des Abflusses nicht mehr aufgelöst werden.

Niedrigwasserverhältnisse im Fluss führen erwartungsgemäss zu einer kleineren Verdünnung von geklärtem Abwasser, was die DOC-Konzentrationen und vermutlich die DOM-Zehrung erhöhen würde. In den erhobenen Daten zeigte die DOM-Zehrung keine Korrelation mit dem Abfluss, war aber positiv korreliert mit der DOC-Konzentration im Fluss (Tab. 1). Die DOC-Konzentrationen stiegen hingegen eher mit höherem Abfluss an; die Korrelation war schwach, aber signifikant. Das deutet neben den Kläranlagen auf andere DOM-Quellen hin.

AUSWIRKUNGEN AUF DIE QUALITÄT DES UFERFILTRATS

Die neusten Klimaszenarien für die Nordostschweiz prognostizieren bis 2085 einen durchschnittlichen Anstieg der mittleren Sommer- und Wintertemperaturen von $4\text{--}5^\circ \text{C}$. Extremereignisse, wie z. B. Hitzewellen, werden wahrscheinlich mit einer erhöhten Frequenz und Intensität auftreten [10]. Abflussraten in den Flüssen werden im Sommer tendenziell ab- und im Winter zunehmen. Die Flusswassertemperatur, die für die mikrobiellen Abbauprozesse entscheidend ist, steigt in den Mittellandflüssen um etwa denselben Betrag wie die Lufttemperatur, insbesondere bei kleinen Abflussraten [11]. Im Hitzesommer 2003 lag die mittlere Wassertemperatur der Thur während einer Periode von 70 bis 80 Tagen bei 22°C . In Zukunft muss mit Extremereignissen ähnlicher oder längerer Dauer und höheren Flusswassertemperaturen gerechnet werden.

Entsprechend den Resultaten ist die POM-Zehrung einer deutlichen Temperaturabhängigkeit unterworfen und erklärte den grössten Teil der DO-Zehrung im Sommer. Die DO-Zehrung nahm mit erhöhtem Abfluss zu, vermutlich aufgrund eines erhöhten POM-Eintrags ins Flussbett. Die DOM-Zehrung zeigte auf den Skalen der Feld- und Säulenversuche keine Temperaturabhängigkeit und war wahrscheinlich durch die verfügbare BDOM-Fraktion limitiert. Die Vorstellung, dass kleinere Abflussraten zu einer kleineren Verdünnung von geklärtem Abwasser und somit zu höheren DOC-Konzentrationen und einer höheren DOM-Zehrung führen, wird von unseren Daten nicht unterstützt. Die Vulnerabilität von Uferfiltrationssystemen auf die Klimaänderung bezüglich des Redoxmilieus hängt vermutlich von zwei wesentlichen Faktoren ab:

Hydraulischer Anschluss vom Fluss ans Grundwasser

Findet die Infiltration durch eine ungesättigte und belüftete Zone statt, ist eine vollständige DO-Zehrung nicht wahrscheinlich. Infiltriert der Fluss jedoch durch eine gesättigte Zone, wie es an unserem Standort zutrifft, findet keine Belüftung statt und DO kann vollständig gezehrt werden.

Einzugsgebietscharakteristik

Flüsse in Einzugsgebieten ohne ein Rückhaltebecken (z. B. einen See) sind dynamischer und weisen tendenziell höhere POM-Frachten auf, speziell bei erhöhten Abflussraten. Die höchste Vulnerabilität auf die Klimaänderung bezüglich des Redoxmilieus wird deshalb für Uferfiltrationssysteme ermessens, die durch einen direkten hydraulischen Anschluss des Flusses an das Grundwasser und durch ein Einzugsgebiet ohne Rückhaltebecken charakterisiert sind.

Für derartige Uferfiltrationssysteme sind zukünftige Hitzewellen kritisch für den Redoxzustand des infiltrierten Grundwassers. Eine substanzielle Erhöhung der Flusstemperatur während künftigen Hitzewellen steigert den Umsatz von POM, was zu einer kompletten Zehrung von DO und allenfalls Nitrat führen kann. Folglich würde Mn(II) und Fe(II) in Lösung gehen, wie es im Hitzesommer 2003 in einzelnen Uferfiltrationssystemen beobachtet wurde [9]. Der zusätzliche POM-Input während Hochwassersituationen induziert eine höhere DO- und möglicherweise Nitratzehrung, was wiederum das Risiko für Mn(III/IV)-/Fe(III)-reduzierende Verhältnisse in der Infiltrationszone erhöht.

Die Oxidation von gelöstem Mn(II) und Fe(II) und die damit verbundene Ausfällung von Mn(III/IV)- und Fe(III)(hydr)-oxiden kann zu Verockerungsproblemen bei Trinkwasserfassungen und zu einer

verschlechterten Qualität des geförderten Trinkwassers führen. Um gelöstes Mn(II) und Fe(II) zu entfernen, können konventionelle Verfahren angewendet werden, die auf physikalisch-chemischen oder biologischen Prozessen basieren [34]. Alternativ dazu können *In-situ*-Verfahren angewendet werden, bei denen die Oxidation direkt im Aquifer erfolgt [35]. Da das Auftreten von Mn(II) und Fe(II) bei Trinkwasserfassungen auf Perioden während Hitzewellen begrenzt sein wird, dürfte ein diskontinuierlicher Betrieb von Enteisenungs- und Entmanganungsprozessen erstrebenswert sein. Dafür eignen sich *In-situ*-Verfahren gut, da diese gegenüber den konventionellen Methoden flexibler einsetzbar sind.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Das Ziel dieser Untersuchung war, anhand von Felduntersuchungen und Säulenexperimenten im Labor die Dynamik der Redoxprozesse während der Uferfiltration und deren Abhängigkeit von den klimabestimmten Variablen Temperatur und Abfluss zu untersuchen. Die Resultate der Sommer- und Winterprobekampagnen konnten mit den Säulenexperimenten erfolgreich reproduziert werden. Partikuläres organisches Material (POM) wurde als wichtigster Elektronendonator für die Zehrung des gelösten Sauerstoffs (DO) unter Sommerbedingungen identifiziert. Sowohl die DO- als auch die errechnete POM-Zehrung wiesen eine ausgeprägte Temperaturabhängigkeit auf. Bei erhöhten Abflussraten war die DO-Zehrung wahrscheinlich aufgrund eines zusätzlichen Eintrags von POM ins Flussbett höher.

Am Feldstandort an der Thur (Niederneunforn) war DO der wichtigste Elektronenakzeptor für den Abbau von NOM. Im Sommer wurde der DO nahezu vollständig gezehrt, es konnte jedoch keine Denitrifikation nachgewiesen werden. Analog sind auch die meisten von Flüssen gespeisten Aquifere in der Schweiz unter heutigen Sommerbedingungen (sub)oxisch und Nitrat puffert das Redoxsystem bevor sich Mn(III/IV)- und Fe(III)-reduzierende Verhältnisse ausbilden. Zurzeit besteht dementsprechend keine Notwendigkeit für die Anwendung oder die Installation von Enteisenungs- und Entmanganungsverfahren. Während zukünftigen Hitzewellen könnte ein erhöhter Umsatz von POM jedoch zu einer

vollständigen Zehrung von DO und Nitrat führen, was eine Freisetzung von Mn(II) und Fe(II) nach sich ziehen könnte. Da die Quelle, die Qualität und die Quantität des POM und dessen Eintrag in das Flussbett sehr schwierig zu erfassen sind, ist es nahezu unmöglich, direkte Interventionsstrategien zu finden und umzusetzen. Die Autoren empfehlen ein Langzeitmonitoring der Redoxbedingungen bei Uferfiltrationssystemen, die durch einen direkten hydraulischen Anschluss des Flusses ans Grundwasser sowie durch ein Einzugsgebiet ohne Rückhaltebecken charakterisiert sind. Langzeitdaten erlauben, adäquate Massnahmen zum richtigen Zeitpunkt und unter Berücksichtigung der ortsspezifischen hydrogeologischen Verhältnisse zu ergreifen.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Hiscock, K.M. et al. (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrol.* 266 (3-4): 139-144
- [2] Tufenkji, N. et al. (2002): The promise of bank filtration. *Environ. Sci. Technol.* 36 (21): 422A-428A
- [3] Pusch, M. et al. (1998): The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biol.* 40 (3): 453-495
- [4] Leenheer, J. A. et al. (2003): Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 37 (1): 18A-26A
- [5] Jacobs, L. A. et al. (1988): Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 52 (11): 2693-2706
- [6] von Gunten, H. R. et al. (1991): Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 55 (12): 3597-3609
- [7] Massmann, G. et al. (2006): The impact of variable temperatures on the redox conditions and the behaviour of pharmaceutical residues during artificial recharge. *J. Hydrol.* 328 (1-2): 141-156
- [8] Sharma, L. et al. (2012): Elucidating temperature effects on seasonal variations of biogeochemical turnover rates during riverbank filtration. *J. Hydrol.* 428: 104-115
- [9] Hoehn, E. et al. (2011): Exchange between a river and groundwater, assessed with hydrochemical data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15 (3): 983-988
- [10] CH2011 (2011). *Swiss Climate Change Scenarios CH2011. C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate and OcCC, Zurich, pp. 88*
- [11] BAFU (2012). *Auswirkungen der Klimaänderung auf Wasserressourcen und Gewässer. Synthesebericht zum Projekt «Klimaänderung und Hydrologie in der Schweiz» (CCHydro). Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, pp. 76*
- [12] Schirmer, M. (2013): *Das RECORD-Projekt - Flussrevitalisierung, eine ökologische Massnahme in*

ABKÜRZUNGEN

BDOM = bioverfügbares DOM

DO = gelöster Sauerstoff

DOC = gelöster organischer Kohlenstoff

DOM = gelöstes organisches Material

HPLC = Hochdruckflüssigchromatographie

NOM = natürliches organisches Material

POC = partikulärer organischer Kohlenstoff

SP = Probenahmestelle

DANKSAGUNG

Diese Studie wurde im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Wassernutzung» (NFP 61) durchgeführt und vom Schweizerischen Nationalfonds finanziert (SNF, Project No. 406140-125856). Wir bedanken uns bei *Sabrina Bahnmüller, Ryan North, Sebastian Huntscha, Simone Peter* und *Lena Foyland* für ihre Hilfe bei den Feldarbeiten sowie bei *Jacqueline Traber, Sabrina Bahnmüller, Elisabeth Salhi, Irene Brunner* und dem AuA Labor der Eawag für die durchgeführten analytischen Arbeiten. Wir danken *Eduard Hoehn* und *Silvio Canonica* für hilfreiche Diskussionen. Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) stellte die Daten der Thur-Messstelle in Andelfingen zur Verfügung. Zusätzliche Unterstützung erhielten wir vom Kompetenzzentrum für Umwelt und Nachhaltigkeit (CCES) des ETH-Bereichs im Rahmen des Record- und des Record-Catchment-Projekts.

einem komplexen Umfeld. *Aqua und Gas* 3: 22–28

- [13] Schneider, P. et al. (2011): Towards improved instrumentation for assessing river-groundwater interactions in a restored river corridor. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 15 (8): 2531–2549
- [14] Diem, S. et al. (2012): New methods to estimate 2D water level distributions of dynamic rivers. *Ground Water*, <http://dx.doi.org/10.1111/gwat.12005>
- [15] Diem, S. et al. (2013): Assessing the effect of different river water level interpolation schemes on modeled groundwater residence times. Submitted to *Journal of Hydrology*.
- [16] Bourg, A.C.M. et al. (1993): Biogeochemical Processes during the infiltration of River Water into an Alluvial Aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 27 (4): 661–666
- [17] Brugger, A. et al. (2001): Seasonal and spatial distribution of dissolved and particulate organic carbon and bacteria in the bank of an impounding reservoir on the Enns River, Austria. *Freshwater Biol.* 46 (8): 997–1016
- [18] Sobczak, W.V. et al. (2002): Variation in bioavailability of dissolved organic carbon among stream hyporheic flowpaths. *Ecology* 83 (11): 3194–3209
- [19] Diem, S. et al. (2013): NOM degradation during river infiltration: Effects of the climate variables temperature and discharge. *Water Res.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.028>
- [20] von Gunten, U. et al. (1993): Biogeochemical changes in groundwater-infiltration systems: Column studies. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 57 (16): 3895–3906
- [21] von Gunten, H.R. et al. (1994): Chemical Processes in Infiltrated Riverbed Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 28 (12): 2087–2093
- [22] Brugger, A. et al. (2001): Immobilization and bacterial utilization of dissolved organic carbon entering the riparian zone of the alpine Enns River, Austria. *Aquat. Microb. Ecol.* 24 (2): 129–142
- [23] Egli, T. (1995): The ecological and physiological significance of the growth of heterotrophic microorganisms with mixtures of substrates. In: Jones, G.N. (Ed.), *Advances in Microbial Ecology*. Plenum Press, New York, pp. 305–386
- [24] Valentini, A. et al. (1997): Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter: A new approach. *Water Sci. Technol.* 36 (6–7): 239–246
- [25] Henze, M. et al. (1999): Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. *Water Sci. Technol.* 39 (1): 165–182
- [26] Vavilin, V. A. et al. (2008): Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Manage.* 28 (6): 939–951
- [27] Sprenger, C. et al. (2011): Vulnerability of bank filtration systems to climate change. *Sci. Total Environ.* 409 (4): 655–663
- [28] Schubert, J. (2002): Hydraulic aspects of riverbank filtration – Field studies. *J. Hydrol.* 266 (3–4): 145–161
- [29] Meybeck, M. (1982): Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282 (4): 401–450
- [30] Uehlinger, U. (2006): Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. *Freshwater Biol.* 51 (5): 938–950
- [31] Akamatsu, F. et al. (2011): Longitudinal and seasonal changes in the origin and quality of transported particulate organic matter along a gravel-bed river. *Hydrobiologia* 669 (1): 183–197
- [32] Naegeli, M.W. et al. (1995): POM-dynamics and community respiration in the sediments of a flood-prone prealpine river (Necker, Switzerland). *Arch. Hydrobiol.* 133 (3): 339–347
- [33] Brunke, M. et al. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biol.* 37 (1): 1–33
- [34] Mouchet, P. (1992): From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *J. Am. Water Works Ass.* 84 (4): 158–167
- [35] Mettler, S. et al. (2001): Characterization of iron and manganese precipitates from an in situ ground water treatment plant. *Ground Water* 39 (6): 921–930

> SUITE DU RÉSUMÉ

révélé aucune corrélation avec la température. Par conséquent, la dépendance à la température de la raréfaction d'oxygène semble être générée par la raréfaction des MOP dépendantes à la température. Dans des conditions estivales typiques (>20°C), l'oxygène s'est raréfié quasi intégralement tant dans les expériences de terrain que lors des essais en colonne. Les nitrates n'ayant subi aucune réduction, ils peuvent agir comme une «solution tampon pour l'oxydoréduction» empêchant la dissémination de fer(II) et de manganèse(II). Dans les études de longue durée, une forte corrélation a été établie entre la raréfaction de l'oxygène et l'écoulement, ce qui indique l'apport accru de MOP dans le lit de la rivière pendant des crues. La corrélation élevée a pu être observée toutefois uniquement pour des températures <15°C. Pour des températures >15°C, on a constaté la raréfaction quasi totale de l'oxygène dans toutes les conditions et il a été impossible d'éliminer l'effet supplémentaire de l'écoulement. Eu égard à ces résultats, le risque de dissémination de fer(II) et de manganèse(II) dans des systèmes de filtration en rive similaires a pu être classé comme «faible» dans de futures conditions estivales moyennes. Il ne faut pourtant pas exclure le fait que de longues périodes de chaleur pourraient entraîner une raréfaction intégrale de la solution tampon de nitrate, donc la mobilisation de fer(II) et de manganèse(II).

**Lippuner
Wasserfachtagung
21. November Vaduz**

Vollautomatisches Netzüberwachungssystem
Lecks werden korreliert und grafisch angezeigt,
Wasserverluste und Schäden minimiert

ZONESCAN ALPHA

Installation, Verkauf und Service:

VON ARX + PARTNER AG Ingenieurbüro, 5035 Unterentfelden
062 723 04 84, info@vonarxpartner.ch, www.vonarxpartner.ch

Wälli AG Ingenieure, 9410 Heiden
071 898 32 32, (Arbon, Heerbrugg, Horw, Weinfelden u. a.)
heiden@waelli.ch, www.waelli.ch

Martin Gasser Mess- und Ortungstechnik, 4228 Erschwil
061 781 29 76, info@martin-gasser.ch, www.martin-gasser.ch

Benedikt Clopath Kommunaldienste Messtechnik, 7433 Wergenstein
081 661 21 77, clopath@postmail.ch, www.clopath.ch

Gerry Cortese Ricerca Perdite Aqua, 6523 Preonzo
079 533 18 25, gerry.cortese21@gmail.com