



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Hyporheischer Wasser- und Nährstoffaustausch im Wienfluss-Retentionsbecken 6

angestrebter akademischer Grad:

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat)

Verfasserin:	Jennifer Fuchsberger
Matrikel-Nummer:	9902972
Studienrichtung /Studienzweig	Biologie (A 437) / Ökologie (A 444)
Betreuer:	Univ. Doz. Dr. Mag. Tom J. Battin

Wien, im März 2009

1	Einleitung.....	1
1.1	Nährstoffe im Fließgewässer	1
1.2	Transient Storage.....	2
1.3	Hyporheisches Interstitial	2
1.4	Hyporheischer Austausch	4
1.5	Der Wienfluss.....	5
2	Untersuchungsgebiet.....	7
3	Material und Methoden.....	11
3.1	Wasserstände	11
3.2	Chlorophyll a	11
3.3	Mini-Piezometer	12
3.4	Kurzzeit-Einspeisungen	13
3.5	Chemische Analysen	14
3.6	Retention im Hyporheal.....	14
3.7	Statistische Analysen	16
4	Ergebnisse	17
4.1	Wasserstände	17
4.2	Chlorophyll a	18
4.3	Durchgängigkeit im Hyporheal.....	18
4.4	Nährstoffaufnahme im Hyporheal	21
4.5	Abhängigkeiten	25
5	Diskussion.....	29
5.1	Grenzen der Untersuchung.....	29
5.2	Wasseraustausch im Hyporheal	30
5.3	Nährstoffaufnahme im Hyporheal	32
5.4	Bedeutung des Hyporheals.....	37
6	Zusammenfassung.....	40
7	Abstract	42
8	Literatur	43

1 Einleitung

1.1 Nährstoffe im Fließgewässer

Fließgewässer sind komplexe Ökosysteme deren Gestalt und Funktion durch interagierende geomorphologische, hydrologische und ökologische Prozesse bestimmt werden (Amoros et al., 1987; Dollar et al., 2006).

Fließgewässerströme und damit assoziierte Prozesse erstrecken sich in drei Dimensionen: longitudinal (stromabwärts – stromaufwärts), transversal (Fließgewässer – Ufer) und vertikal (Oberflächenkanal – Hyporheal) (Amoros et al., 1987), und verbinden so vielfältige Landschaftskompartimente mit der Atmosphäre und den Ozeanen (Battin et al., 2008).

Das Wasser und die darin gelösten Stoffe sind in ständigem Austausch mit dem Umland, den Uferzonen und den Sedimenten (Duff et al., 1998).

Nährstoffkreisläufe in Fließgewässern folgen einer spiralförmigen Bewegung (Nutrient Spiraling Concept nach Newbold et al., 1981; Elwood et al., 1983), in der Nährstoffe mit der Strömung flussabwärts transportiert und dabei biotisch oder abiotisch gebunden und nach einiger Zeit wieder rückgelöst werden.

Die Nährstoffdynamik spielt in Fließgewässern eine kritische Rolle, da Nährstoffe wie z.B. Phosphor und Stickstoff einerseits nur in geringen Mengen vorhanden sein, und so Primär- und Sekundärproduktion limitieren können (Stream Solute Workshop, 1998), es aber andererseits durch stark erhöhte Nährstoffkonzentrationen zu einer Eutrophierung der Gewässer kommen kann. Stickstoff gelangt durch die verschiedensten Quellen, wie Grundwasser, Oberflächenabfluss und atmosphärische Deposition in die Oberflächengewässer (Craig et al., 2008). Zunehmend kommt es jedoch vor allem durch anthropogene Einflüsse, wie das Einschwemmen von Dünger, zu einer verstärkten Verschmutzung des Grundwassers und Oberflächenwassers durch Stickstoff (Peterson et al., 2001; Dodds et al., 2002; Baker et al., 2004).

In intakten Fließgewässern könnten jedoch 50 Prozent (Craig et al., 2008) bis 70 Prozent (Seitzinger et al., 2002) dieser Stickstofffracht dauerhaft wieder entfernt werden, bevor sie dem Meer zugeführt werden.

1.2 Transient Storage

Transient Storage (vorübergehender hydrologischer Rückhalt) fördert die Nährstoffaufnahme im Fließgewässer, durch Verlängerung der Kontaktzeit mit reaktiven Oberflächen und Organismen sowie der Steigerung der biogeochemischen Reaktionsraten (Valett et al., 1996; Hall et al., 2002; Craig et al., 2008). Dies beeinflusst die Wasserqualität positiv.

Transient Storage ist eine Mischung aus Rückhalt im Porenraum der Sedimente (Hyporheische Retention) und Rückhalt in Zonen mit reduzierter Strömung im Oberflächenwasser (In-Channel Transient Storage) z.B. nahe dem Ufer und am Boden von Pools (Harvey & Wagner, 2000; Ensign & Doyle, 2005).

Meist werden diese beiden Komponenten aber nicht getrennt betrachtet, da eine Differenzierung durch die gängigen Untersuchungsmethoden nur schwer möglich ist. Es gibt daher keine genauen Aussagen und kontroverse Ansichten darüber, in welchem Maße die beiden Komponenten zur gesamten Retention im Fließgewässer beitragen (Thomas et al, 2003; Ensign & Doyle, 2005).

Die meisten Studien zu diesem Thema deuten darauf hin, dass die hyporheische Retention und nicht die Retention im Oberflächenwasser für den Nährstoffrückhalt entscheidend ist (Mulholland 1996; Hall et al., 2002).

Bei Ensign und Doyle (2005) hingegen werden die Retentionszonen im durchströmten Kanal und nicht die hyporheische Retention als entscheidend für die Gesamt-Retention im Gewässer betrachtet.

1.3 Hyporheisches Interstitial

Da die hyporheische Zone erst in den letzten 25 Jahren zunehmend in den Fokus der Fließgewässer-Forschung gerückt ist, gibt es keine einheitliche Definition dieser Zone. Nahezu jeder Forscher beschreibt das Hyporheal unterschiedlich, je nach Art und Zielsetzung der durchgeführten Untersuchungen. Daher gibt es eine Vielzahl verschiedener Definitionen, die sich zwar bezüglich der räumlichen Ausdehnung dieser Zone, jedoch kaum hinsichtlich der darin ablaufenden Prozesse unterscheiden:

Das Hyporheal ist die gesättigte Sedimentzone unter und neben einem Fließgewässer, wo sich Grundwasser und Oberflächenwasser vermischen (Edwards, 1998).

Nach Triska et al. (1989) ist die hyporheische Zone dadurch charakterisiert, dass im Hyporheal noch mindestens 10 Prozent des Oberflächenwassers vorhanden sind.

Brunke und Gonser (1997) definieren das Hyporheal als ein Kontinuum ohne klare Abgrenzung nach oben zum Benthos und nach unten zum Grundwasser.

Bei Vervier et al. (1992) ist die Hyporheische Zone das Ökoton (Übergangsbereich zwischen zwei Biomen) zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser.

Das Hyporheal wird bestimmt durch die Geologie, verändert durch die Hydrologie und beeinflusst selbst in höchstem Maße die Nährstoffretention (Valett et al., 1997; Dahm et al., 1998). Es kann durch hydrologische, chemische, zoologische und metabolische Kriterien beschrieben werden (Brunke & Gonser, 1997; Packman et al., 2002).

Das hyporheische Interstitial ist funktionell sowohl ein Teil des Oberflächenwassers als auch des Grundwassers (Brunke & Gonser, 1997) und beeinflusst die Nährstoffchemie beider Wasserkörper durch hydrologischen Transport und biogeochemische Prozesse (Valett et al., 1997; Duff et al., 1998; Mulholland et al., 1999; Kaplan & Newbolt, 2000; McCutchan et al., 2002). Somit können Grundwasser und Oberflächenwasser nicht getrennt voneinander betrachtet werden (Brunke & Gonser, 1997).

Nach Harvey und Wagner (2000) unterscheidet sich hyporheischer Austausch von großräumigen Grundwasser-Oberflächenwasser Interaktionen dadurch, dass innerhalb einer kurzen Strecke (wenige Zentimeter bis 100 Meter) mehrmalig Austauschprozesse zwischen dem Hyporheal und dem Oberflächenwasser stattfinden.

Das Hyporheal entspricht einem Bioreaktor, der Material aus dem Oberflächenwasser und dem Grundwasser verarbeitet. Die vielfältigen „Biophysikochemischen Prozesse“ die dabei ablaufen sind aber nicht immer völlig klar (Packman et al., 2002).

Scharfe Gradienten der physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen erzeugen eine extreme Diversität in der hyporheischen Zone (Brunke & Gonser, 1997; Dahm et al., 1998), und ermöglichen so im Gewässer einzigartige Prozesse (Vervier et al., 1992; Packman et al., 2003).

Diese Gradienten entstehen durch verschiedene Vorgänge (nach Brunke & Gonser, 1997): (i) Hyporheische Fließmuster und unterschiedliche Eigenschaften von Oberflächen- und Grundwasser; (ii) Retention; sowohl verursacht durch Filter-Effekte der Porengröße und lithologische Sorption als auch durch Transient Storage von gelösten Stoffe durch reduzierte Fließgeschwindigkeit; (iii) Biogeochemische Transformation in Verbindung mit der örtlichen Verweildauer.

Alle diese Prozesse können laterale und longitudinale Gradienten ausbilden und so das Hyporheal strukturieren und die Entstehung von biogeochemischen Hot Spots, Zonen mit überdurchschnittlich hohen Reaktionsraten (McClain et al., 2003; Baker et al., 2004), fördern.

1.4 Hyporheischer Austausch

An Downwelling Zonen infiltriert Oberflächenwasser in das hyporheische Interstitial, den Porenraum im Sediment, an Upwelling Zonen strömt hyporheisches Wasser ins Oberflächenwasser (Vallet et al., 1994; Brunke & Gonser, 1997).

Es gibt eine typische Verteilung von Upwelling und Downwelling Zonen, welche vor allem durch die Gewässermorphologie bestimmt wird (Brunke & Gonser, 1997). Am Anfang eines Riffles (flacher Bereich mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten) findet man meist ein Downwelling, am Übergang zwischen Riffle und Pool (tiefe ausgewaschene Stellen mit geringer Fließgeschwindigkeit) kommt es wieder zu einem Upwelling (Pusch et al., 1998; Franken et al., 2001).

Upwelling und Downwelling Zonen unterscheiden sich durch ihr Redox-Potential, den Gehalt von gelöstem Sauerstoff, die Nitratkonzentration im Wasser (Franken et al., 2001) und somit auch hinsichtlich der dort stattfindenden Prozesse.

Die bedeutendsten Prozesse betreffend den Stickstoff-Kreislauf im Hyporheal sind Nitrifikation (die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat) und Denitrifikation, welche maßgeblich vom Gehalt an Sauerstoff und organischem Material beeinflusst werden (Brunke & Gonser, 1997).

Denitrifikation, ein mikrobieller Prozess bei dem unter anoxischen Bedingungen Nitrat in Nitrit und gasförmigen Stickstoff umgewandelt wird, ist der wohl wichtigste Stickstoff-sink in Gewässersystemen (Baker et al., 2004; Craig et al., 2008).

Eine verstärkte hydrologische Anbindung des Hyporheals in Kombination mit ausreichendem Vorkommen von organischem Kohlenstoff führt zu erhöhten Denitrifikationsraten (Baker et al., 2004; Craig et al., 2008), welche die Wasserqualität maßgeblich positiv beeinflussen können (Harvey & Wagner, 2000).

Die Permeabilität der hyporheischen Zone hängt vor allem von der hydraulischen Leitfähigkeit der Sedimentschichten ab (Brunke & Gonser, 1997).

Die Literatur über die Biologie und Geochemie der hyporheischen Zone bezieht sich fast ausschließlich auf kleinere Gewässer mit Kies oder Schotterbett. Über Gewässer mit sandigem oder schlammigem Untergrund gibt es weit weniger Informationen (Stofleth et al., 2007).

Doyle et al. (2003) weisen darauf hin, dass durch diese Einseitigkeit der Untersuchungen ein falsches Bild des Zusammenhangs zwischen Nährstoffretention und Gewässermorphologie entstehen könnte.

1.5 Der Wienfluss

Der Wienfluss zeichnet sich sowohl durch seine Lage inmitten einer Großstadt, als auch durch die besonderen baulichen Gegebenheiten der Wienfluss-Retentionsbecken im Unterlauf aus.

Die Retentionsbecken dienen einerseits dem Schutz vor Hochwässern, haben aber andererseits auch eine wichtige Funktion als Zonen verstärkter Nährstoffretention.

In der Literatur gibt es unterschiedliche Meinungen darüber, welche Bedeutung das Hyporheal eines Gewässers für die Nährstoffretention hat. Da in einem Gewässer der Sandsteinzone, wie der Wienfluss, das Hyporheal meist nur wenig ausgebildet ist, nimmt man an, dass ein Großteil der Nährstoffretention entweder direkt an der Sedimentoberfläche oder in strömungsberuhigten Zonen im Kanal stattfindet (Hill et al., 1998; Romani et al., 1998; Clilverd et al., 2008).

Dies würde bedeuten, dass die Sedimentstruktur tieferer Schichten bzw. der hyporheische Austausch nur wenig Einfluss auf den Nährstoffrückhalt ausüben und in den Wienflussbecken eher die Oberflächenheterogenität bzw. die langsamere Strömungsgeschwindigkeit durch das geringere Gefälle, sowie die laterale Verzweigung den Nährstoffrückhalt bestimmen.

Da im unteren Bereich des Retentionsbeckens 6 die Sedimente durch Bauarbeiten vollständig verändert wurden (Kapitel 2), bot sich die Möglichkeit, die ursprünglichen Sedimente im oberen Teil mit denen des veränderten Abschnitts hinsichtlich ihres Aufbaus, ihrer hydrologischen Konnektivität und der Nährstoffretention im Hyporheal zu vergleichen.

Im Rahmen zweier Diplomarbeiten sollten diese Fragestellungen erörtert werden.

Frau Veronika Uhlik beschäftigt sich in Ihrer Arbeit mit der Sedimentbeschaffenheit und der hydrologischen Anbindung des Hyporheals im Vergleich an den zwei Standorten im Becken 6.

Diese Arbeit befasst sich mit dem Wasser- und Nährstoffaustausch zwischen Oberflächenwasser und Hyporheal in Abhängigkeit von den Sedimenten im Wienfluss-Retentionsbecken 6. Dabei wurde untersucht welche Bedeutung die Sedimente für den Nährstoffrückhalt im Becken 6 haben und ob gelöste Nährstoffe mit der Wasserströmung in das Sediment transportiert werden oder die Nährstoffaufnahme bereits an der Oberfläche stattfindet.

2 Untersuchungsgebiet

Der Wienfluss (Flussordnungszahl 5 am Untersuchungsort) entspringt im westlichen Wienerwald nahe Rekawinkel auf 620 m Seehöhe (Starmühlner & Aschenbrenner, 1974). Auf einer Strecke von 34 km überwindet er 470 m Höhendifferenz und mündet schließlich in Wien in den Donaukanal (Abbildung 1).

Das 230 km² große Einzugsgebiet, wovon 57 km² innerhalb der Wiener Stadtgrenzen liegen, befindet sich in der alpinen Sandsteinzone und ist außerhalb der Stadt zu zwei Dritteln bewaldet.

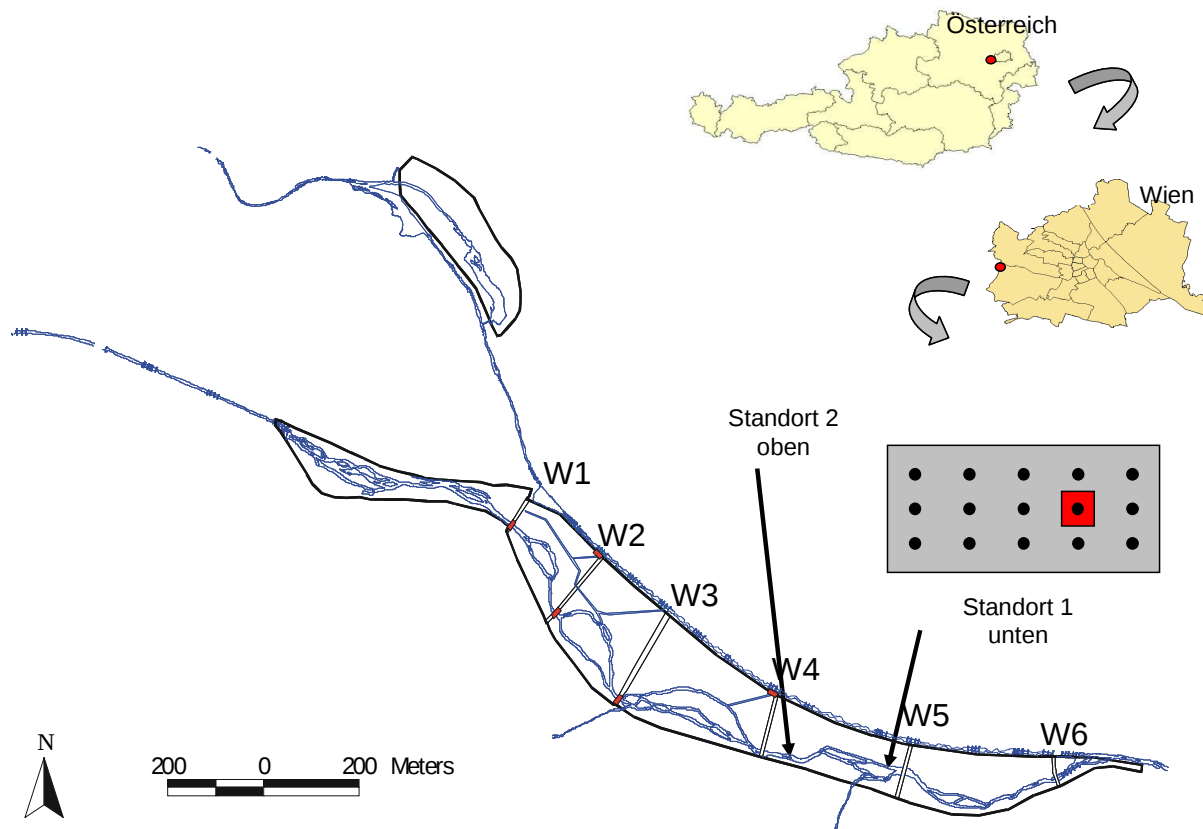


Abbildung 1: Überblick über die Lage des Versuchsgebietes innerhalb der Grenzen Österreichs und Wiens (rechts oben). Lage der Piezometer-Transekte am unteren Standort 1 im Becken 6. Jeder Punkt markiert ein Piezometer-Paar in den Tiefen 20 cm und 40 cm. Im rot markierten Abschnitt wurden zusätzliche Piezometer in unterschiedlichen Tiefen für die Kurzzeit-Einspeisungsversuche installiert.

Der Untergrund besteht zum Großteil aus Wiener Sandstein (Flysch). Da dieser nur wenig Wasser aufnimmt, werden die Niederschläge fast ausschließlich an der Oberfläche abgeführt. In den Oberflächengewässern kommt es daher bei starken Niederschlägen zu sprunghaft ansteigenden Hochwässern (Tabelle 1).

Tabelle 1: Hydro-morphologische Charakterisierung des Wienflusses (Bartl, 2001)

Länge	34 km
Einzugsgebiet	230 km ²
Geologischer Untergrund	Wiener Sandstein
Niederschlag	900 mm a ⁻¹
Durchfluss	
Niederwasser	0,2 m ³ s ⁻¹
Mittelwasser	1,0 m ³ s ⁻¹
Hochwasser	30 m ³ s ⁻¹
Max. Durchfluss	589 m ³ s ⁻¹
Retentionskapazität der Rückhaltebecken	720 000 m ³

Nach einigen katastrophalen Hochwässern wurde bereits 1782 mit der Regulierung des Wienflusses begonnen (Der neue Wienfluss, Magistrat der Stadt Wien – MA 45, 2001). Um 1890 erhielt der Wienfluss sein, noch größtenteils bis in die heutige Zeit erhaltenes, Gesicht. Am westlichen Stadtrand bei Auhof entstanden sechs hintereinander angeordnete Hochwasser-Rückhaltebecken, welche ursprünglich nur bei Hochwasser geflutet wurden.

Im Jahr 1999 wurde mit groß angelegten Um- und Rückbaumaßnahmen begonnen, die einerseits den Anforderungen des modernen Hochwasserschutzes genügen, und andererseits den Wienfluss und die Hochwasserrückhaltebecken im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie in einen guten ökologischen Zustand versetzten sollten.

Durch einen Umbau der Wehre wurde es möglich, den Wienfluss durch die Becken zu leiten. Durch die so wiedererlangte, für Überschwemmungsflächen typische, Dynamik wurden unter anderem die Verzahnung zwischen Wasser- und Landlebensräumen, der longitudinale Stoff- und Materialtransfer und die Habitatheterogenität maßgeblich positiv beeinflusst.

2003 wurden im unteren Bereich des Beckens 6 neuerlich Baumaßnahmen durchgeführt. Der Bahn-Tunnel für die Hochleistungsstrecke West wurde in offener Bauweise errichtet und die Baugrube anschließend mit Fremdmaterial wieder aufgefüllt. Aufgrund der unterschiedlichen Genese der Sedimente wurde das Becken 6 als Versuchs-Standort ausgewählt (Der neue Wienfluss, Magistrat der Stadt Wien – MA 45, 2001).

Das Untersuchungsgebiet wurde in zwei charakteristische Abschnitte eingeteilt (Abbildung 2):

Im oberen Bereich des Beckens 6 findet man vor allem über Jahrzehnte abgelagerte Feinsedimentschichten, welche einen sehr stabilen Untergrund bilden. Das Gebiet ist stark bewachsen (Röhricht, Weiden, großblütiges Springkraut) und der Strömungskanal beinahe auf der ganzen Fließstrecke beschattet. Seit dem Umbau 1999 erfolgt der Durchfluss der Wien durch diesen Abschnitt in relativ konstanten Gerinnen, die sich nur geringfügig verändern. Die Sedimente in der oberen Hälfte des Beckens stellen die ursprüngliche Form dar, sie sind teilweise kolmatiert und weisen lokal hohe Feinsedimentanlagerungen auf.



Abbildung 2: links: Standort 2 im oberen Bereich des Beckens 6; rechts: Standort 1 im unteren Bereich des Beckens 6

Der untere Bereich hatte durch den vor kurzem stattgefundenen Tunnelbau starke Umlagerungen erfahren und unterscheidet sich hinsichtlich Sedimentbeschaffenheit, Bewuchs und Hydrologie stark vom oberen Bereich. Zum Auffüllen der, durch den Tunnelbau entstandenen großen Baugruben, wurden größtenteils allochtones Sediment, das sich durch seine rote Färbung gut von den ursprünglichen Sedimenten unterscheiden lässt, und Bauschutt wie z.B. Beton verwendet.

Die Vegetation besteht vor allem aus krautigen Pflanzen und Gräsern. Bäume oder größere Sträucher konnten sich in der kurzen Zeit hier noch nicht wieder ansiedeln. Durch die niedrige Vegetation kommt es praktisch zu keiner Beschattung des Kanals.

Auch die Sediment-Parameter (Tabelle 2) verdeutlichen den Unterschied zwischen den beiden Standorten. Obwohl die Mittelwerte der verschiedenen Messungen zwischen den beiden Standorten nicht stark differieren, so wird bei Betrachtung der dazugehörigen Standardabweichung klar, wie sehr sich der untere Teil vom oberen Teil unterscheidet. Der Standort 1 ist durch eine hohe Variabilität in allen Parametern gekennzeichnet. Das Sediment ist nicht so homogen wie im alten oberen Teil, und die damit verbundenen Wasseraustausch-Parameter wie Vertikaler Hydraulischer Gradient (VHG; Maß für die Druckunterschiede zwischen dem Oberflächenwasser und dem Sedimentwasser) und Permeabilität (Maß für die Infiltrationsgeschwindigkeit von Wasser ins Hyporheal) schwanken dementsprechend stark, sowohl zwischen den einzelnen Piezometern als auch zwischen den Messungen.

Tabelle 2: Vergleich von Sediment-Kenngrößen, VHG und Permeabilität der beiden Versuchsstandorte im Becken 6 (Uhlík, Pers.Komm.)

	Standort 2 oben		Standort 1 unten 5 Einspeisungsversuche	
	MW	STABW	MW	STABW
Korngröße Q 25 [mm]	3,830	2,172	3,891	3,850
Korngröße Q 50 [mm]	14,821	6,439	16,565	17,325
Korngröße Q 75 [mm]	32,644	11,759	34,981	21,056
VHG	0,075	0,087	0,115	0,147
Permeabilität [m s⁻¹]	8,763E-05	4,742E-05	5,820E-05	9,619E-05

In beiden Bereichen wurden auf einer Länge von etwa 50 m in jeweils 5 Quertransekten je 2 x 3 Mini-Piezometer (Kapitel 3.3.) in zwei unterschiedlichen Tiefen (20 cm, 40 cm) installiert, mit deren Hilfe monatlich die Sedimente beprobt wurden.

Zusätzlich wurden an Stellen im unteren Teil, an denen ein Eindringen von Bachwasser in das Sediment (Downwelling) festgestellt werden konnte, Piezometer-Nester mit Piezometern in Tiefen von 8 cm bis 45 cm installiert, um dort die Einspeisungsversuche durchzuführen (Abbildung 1).

Dies war nur im Transekt 2 des unteren Standortes 1 der Fall. Daher waren alle Einspeisungsversuche auf diesen Standort beschränkt und ein Vergleich mit Standort 2 entfiel.

3 Material und Methoden

3.1 Wasserstände

Die Messungen von Pegel und Durchfluss wurden täglich oberhalb der Wienfluss-Retentionsbecken beim Pegel Hadersdorf von der Magistratsabteilung 45 durchgeführt.

3.2 Chlorophyll a

Im Rahmen der monatlichen Monitoring Untersuchungen wurde auch der Chlorophyll a (Chl a) Gehalt im Oberflächenwasser erhoben.

Hierzu wurde ein möglichst großes Wasservolumen durch GFC Filter filtriert und der Filter über Nacht mit Aceton bedeckt im Kühlschrank gelagert.

Das gelöste Chl a wurde anschließend bei Wellenlängen von 750 nm, 664 nm, 647 nm und 630 nm spektrophotometrisch vermessen.

Die Chlorophyll a Konzentration wurde wie folgt berechnet:

$$C(\text{chl a}) = 11,85 * E_{664} - 1,54 * E_{647} - 0,08 * E_{630}$$

Die tatsächliche Chl a Konzentration ergibt sich durch die Umrechnung auf die filtrierte Wassermenge:

$$\text{Chlorophyll a } (\mu\text{g l}^{-1}) = (C * v) / (V * y)$$

mit:

E.....Adsorption bei verschiedenen Wellenlängen (für den Wert von 750 nm korrigiert)

v.....Volumen Azeton in ml

V.....Volumen Filtrat in l

y.....Weglänge der Küvette in cm

3.3 Mini-Piezometer

Mithilfe von Mini-Piezometern (PZM) wurden sowohl Wasserproben aus dem Hyporheal entnommen als auch vor Ort Messungen von Permeabilität und Wasseraustausch im Sedimentkörper durchgeführt.

Die Mini-Piezometer (Abbildung 3) wurden in zwei verschiedenen Längen, 50 cm und 70 cm, aus handelsüblichen durchsichtigen PVC-Schläuchen mit einem Innendurchmesser von 4 mm hergestellt (modifiziert nach Lee & Cherry, 1978).

Dazu wurden die Schläuche 1 cm vom unteren Rand entfernt, über eine Länge von 4 cm, rundum perforiert (Durchmesser ca. 1 mm). Um ein Verstopfen der Löcher durch Feinsediment zu verhindern, wurden diese noch mit Gaze umwickelt.

Am unteren Ende der Piezometer wurde mittels einer Schraube eine Beilagscheibe fixiert und die Piezometer wurden somit verschlossen. So präpariert konnten die Mini-Piezometer mit Hilfe eines Stahlrohres senkrecht ins Sediment geschlagen werden.

An den Probenpunkten an denen bei den Einspeisungsversuchen Wasserproben entnommen wurden, wurden zusätzliche Piezometer in verschiedenen Tiefen (8 cm bis 45 cm) installiert.



Abbildung 3: Mini-Piezometer

3.4 Kurzzeit-Einspeisungen

Zur Ermittlung der hydrologischen und biogeochemischen Retention im Sediment wurden Kurzzeit-Einspeisungen durchgeführt.

Hierbei wird eine Lösung, die sowohl einen konservativen Tracer als auch reaktive Nährstoffe in bekannter Konzentration enthält, mit einer konstanten Rate in das Oberflächenwasser eingeleitet. Die Dauer der Einspeisung sollte lang genug sein um eine völlige Durchmischung und Verteilung der eingespeisten Lösung im Oberflächenwasser und im Sediment zu gewährleisten, aber kurz genug um die chemische und biogeochemische Retention nicht durch Sättigung zu beeinflussen (Stream Solute Workshop, 1989). Die Konzentrationen der Salze in der verwendeten Lösung sollten weiters so hoch sein, dass im Oberflächenwasser ein signifikanter Konzentrationsanstieg nachgewiesen werden kann, jedoch so niedrig, dass eine Störung der biotischen Lebensgemeinschaft vermieden wird.

Von Mai bis Oktober 2005 (17.5. / 4.7. / 25.7. / 29.8. / 31.8. / 7.9. / 18.10.) wurden insgesamt 7 Einspeisungen mit NH_4Cl , $\text{Na}(\text{H}_2\text{PO}_4)$ und NaNO_3 durchgeführt. Als konservative Tracer wurden NaCl (zur Kontrolle des Versuchs mittels Leitfähigkeitskurve) sowie, aufgrund der geringeren und stabileren Background-Werte, NaBr verwendet. Die Einspeisung der Nährsalze erfolgte mit 4 Mariotte-Flaschen.

Die Einspeisungen wurden 55 Meter oberhalb des Probenpunktes im Transekt 2 vorgenommen, wo in den Voruntersuchungen ein Eintritt von Bachwasser (Downwelling) in das Sediment festgestellt werden konnte (Uhlik, in prep.).

Jeweils vor Beginn des Versuches wurden Backgroundproben des Oberflächenwassers und aller zu beprobenden Piezometer entnommen. Die Entnahme von Sedimentwasser wurde möglichst vorsichtig mittels Vakuum-Handpumpe durchgeführt. Um das Interstitialwasser nicht zu sehr zu stören, wurde nur so viel Wasser entnommen, wie für die Analysen notwendig war (ca. 25 ml).

Während der gesamten Einspeisung wurde die, durch das NaCl erhöhte, Leitfähigkeit im Oberflächenwasser mit einer Leitfähigkeitselektrode beobachtet (WTW, Conductimeter 196). Diese diente in situ zur Sichtbarmachung der eingespeisten Salzlösungen. Aufgrund der sehr hohen und teilweise instabilen Chlorid (Cl) Werte im Wienfluss (Weigelhofer et al., 2005), war es nicht möglich, die Cl -Konzentration, wie für die Einspeisung nötig, signifikant zu steigern.

Für die Berechnung der hydrologischen und biogeochemischen Nährstoff-Retention wurde daher Bromid (Br) als Korrekturfaktor für Verdünnungseffekte verwendet.

Um den Anstieg der Konzentration im Sediment und somit die Transportgeschwindigkeit zu erfassen, wurde sofort nach Beginn der Einspeisung an ausgewählten Piezometern mit der Beprobung des Sedimentwassers begonnen. Möglichst zeitgleich wurden im Oberflächenwasser ebenfalls Wasserproben entnommen. Nach bereits durchschnittlich 2 - 3 Minuten war die Plateaukonzentration im Oberflächenwasser erreicht. Ab diesem Zeitpunkt wurden die Sampling-Intervalle vergrößert. Nach etwa 10 Minuten war auch in den verschiedenen PZM das Plateau erreicht. Für die Ermittlung der biogeochemischen Retention im Sediment wurden während des Plateaus im Abstand von ca. 5 Minuten je 3 Proben aus dem Oberflächenwasser sowie aus den unterschiedlichen Piezometern entnommen.

3.5 Chemische Analysen

Im Labor wurden die Proben zunächst durch GFF Filter filtriert und über Nacht im Kühlschrank in Plastikflaschen gelagert. Am nächsten Tag wurden die Ammonium (NH₄) Analyse mittels Indophenol Blau Methode (Solorzano, 1969) und alle weiteren Analysen mittels Ionenchromatographie durchgeführt.

3.6 Retention im Hyporheal

Die Nährstoffretention im Fließgewässer setzt sich aus einer hydrologischen und einer biogeochemischen Komponente zusammen.

Hydrologische Retention tritt dort auf, wo sich Wassermoleküle langsamer bewegen, als im Hauptkanal, z.B. im Hyporheal oder im Uferbereich (Vallet et al., 1996).

Bei der biogeochemischen Retention werden die Nährstoffe zum Teil durch biotische Komponenten aufgenommen, transformiert, immobilisiert und so aus dem Nährstoffkreislauf herausgenommen. Die geochemische Retention erfolgt auf Molekülebene, z.B. durch Adsorption, Ausflocken und Ausfällen.

Zur Ermittlung der biogeochemischen Nährstoffaufnahme im Sediment wurden zunächst die mittleren Bromid- und Nährstoffkonzentrationen während des Plateaus für jedes Piezometer gegen den Background korrigiert (Stream Solute Workshop, 1989; Butturini & Sabater, 1999). Um Verdünnungseffekte herauszurechnen, wurden anschließend die Nährstoffkonzentrationen gegen die Bromidkonzentrationen nach folgender Formel korrigiert:

$$N_{H(\text{exp})} = N_S * [Br_H / Br_S]$$

mit:

$N_{H(\text{exp})}$Erwartete Nährstoffkonzentration im Hyporheal

N_S und Br_SNährstoff- und Bromidkonzentration im Oberflächenwasser

Br_HBromidkonzentration im Hyporheal

Trägt man die, um die hydrologische Retention korrigierten, Nährstoffkonzentrationen gegen die Tiefe auf, so entspricht die Steigung der Kurve dem vertikalen Aufnahme-Koeffizienten im Hyporheal A_k . Es wird davon ausgegangen, dass die Nährstoffretention in die Tiefe exponentiell abnimmt (Butturini & Sabater, 1999). Im Rahmen dieser Untersuchung wurde jedoch festgestellt, dass die Nährstoffabnahme in die Tiefe eher einer linearen Funktion entspricht.

Der Kehrwert von A_k gibt die Nährstoff-Aufnahme-Länge durch das Sediment S_{wh} , die vertikale Entfernung die ein gelöstes Molekül durch das Sediment zurücklegt, bis es gebunden wird (Stream Solute Workshop, 1989). Diese Länge wird als Vergleichsmaß zur Beurteilung unterschiedlicher Gewässer herangezogen.

Die vertikale Aufnahmegeschwindigkeit (v_{vert}) des Oberflächenwassers ins Sediment wird für jeden Probenentwurf anhand der Fließgeschwindigkeit des konservativen Tracers Bromid durch das Sediment errechnet. Hierzu wird die zeitliche Differenz zwischen dem Erreichen des Bromid-Peaks an der Oberfläche und in den unterschiedlich tiefen PZM ermittelt. Diese wird gegen die jeweilige PZM-Tiefe aufgetragen und die Steigung der daraus resultierenden Regressionsgeraden gibt die vertikale Aufnahme Geschwindigkeit v_{vert} .

Da die Einspeisung (ESP) 1 als Vorversuch mit einer anderen Methode (slug addition) durchgeführt wurde, wird sie in allen weiteren Berechnungen nicht berücksichtigt. Auch die ESP 6 wurde in den weiteren Analysen nicht berücksichtigt, da bei diesem Termin die Backgroundproben der Piezometer erhöhte Nährstoffkonzentrationen zeigten und so kein Downwelling festgestellt werden konnte.

3.7 Statistische Analysen

Alle Statistischen Analysen wurden mit Excel 2007 und SPSS 11.5 durchgeführt.

Mit SPSS 11.5 wurde die Normalverteilung der Messwerte geprüft und untersucht, ob es bezüglich der A_k -Werte einen signifikanten Unterschied zwischen den Nährstoffen bzw. den verschiedenen Einspeisungen gibt.

Weiters wurde auf Korrelationen zwischen den einzelnen Messparametern getestet.

4 Ergebnisse

4.1 Wasserstände

Das Jahr 2005 ist durch eine relativ hohe Wasserführung gekennzeichnet. Der mittlere Abfluss weist mit $0,9 \pm 1,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ähnlich hohe Werte wie das Jahr 2004 auf. Hochwässer mit bis zu $8,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ treten das ganze Jahr über auf (Weigelhofer et al., 2005).

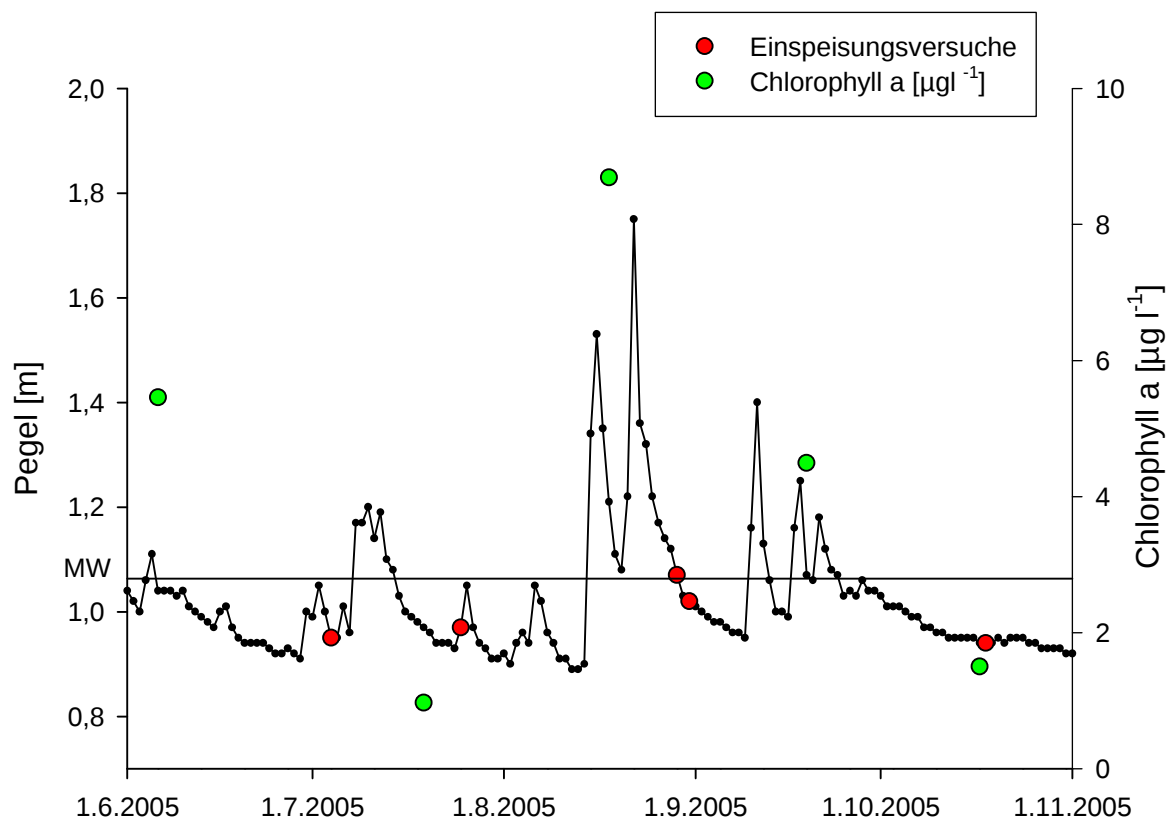


Abbildung 4: Pegelgang des Wienflusses im Untersuchungszeitraum. Die Termine der Einspeisungsversuche sind rot markiert. Die Chlorophyll a Werte der monatlichen Monitoring Probenahmen sind grün eingetragen. Die horizontale Linie entspricht dem mittleren Pegel von 2005.

Im Untersuchungszeitraum Juni bis November 2005 beträgt der maximale Pegel 1,75 m, der minimale Pegel 0,89 m. Der mittlere Pegel 2005 liegt bei $1,06 (\pm 0,18) \text{ m}$. Alle Einspeisungsversuche wurden bei Pegelständen zwischen 0,94 m und 1,07 m bzw. Abflüssen zwischen $0,29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und $0,79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ durchgeführt (Abbildung 4).

Versuche bei höheren Durchflüssen und Pegelständen waren nicht möglich, da die nötige Konzentrationserhöhung durch die Einspeiselösungen im Oberflächenwasser sonst nicht mehr hätte erreicht werden können.

4.2 Chlorophyll a

Die Chlorophyll a Konzentrationen variieren über den Untersuchungszeitraum stark. Zwischen den Hochwasserspitzen im August wird mit $8,69 \mu\text{g l}^{-1}$ der höchste Wert im Oberflächenwasser gemessen. Nach längeren hochwasserfreien Perioden sinken die Chlorophyll a Konzentrationen deutlich ab (Abbildung 4). Dies könnte auf eine Ausschwemmung benthischer Algengemeinschaften durch Flutereignisse hindeuten.

4.3 Durchgängigkeit im Hyporheal

Vergleicht man das Verhalten der drei Nährstoffe exemplarisch am Beispiel der ESP 2, so fällt auf, dass sich Nitrat eher konservativ verhält und die Kurven denen des Bromids stark ähneln (Abbildung 5). Erst in 26,5 cm Tiefe findet im Vergleich zum Bromid eine leichte Nitrat-Abnahme statt. Bei Phosphat und Ammonium kommt es bereits in geringen Tiefen zu verstärkter Abnahme der Nährstoffkonzentration. Dies trifft mit leichten Abweichungen auch auf die Einspeisungskurven der anderen 4 Versuche zu, die aus Platzgründen hier nicht gezeigt werden.

Die Plateaukonzentration des konservativen Tracers im Oberflächenwasser war bei allen Einspeisungen nach durchschnittlich 02:22 ($\pm$ 02:06) Minuten erreicht. In etwa 20 cm Tiefe dauerte es 07:46 ($\pm$ 04:22) Minuten bis die Bromidkonzentration ein stabiles Plateau erreicht hatte.

Konzentrationen von Bromid, Nitrat, Phosphat und Ammonium
über die Zeit in verschiedenen Tiefen bei der ESP 2

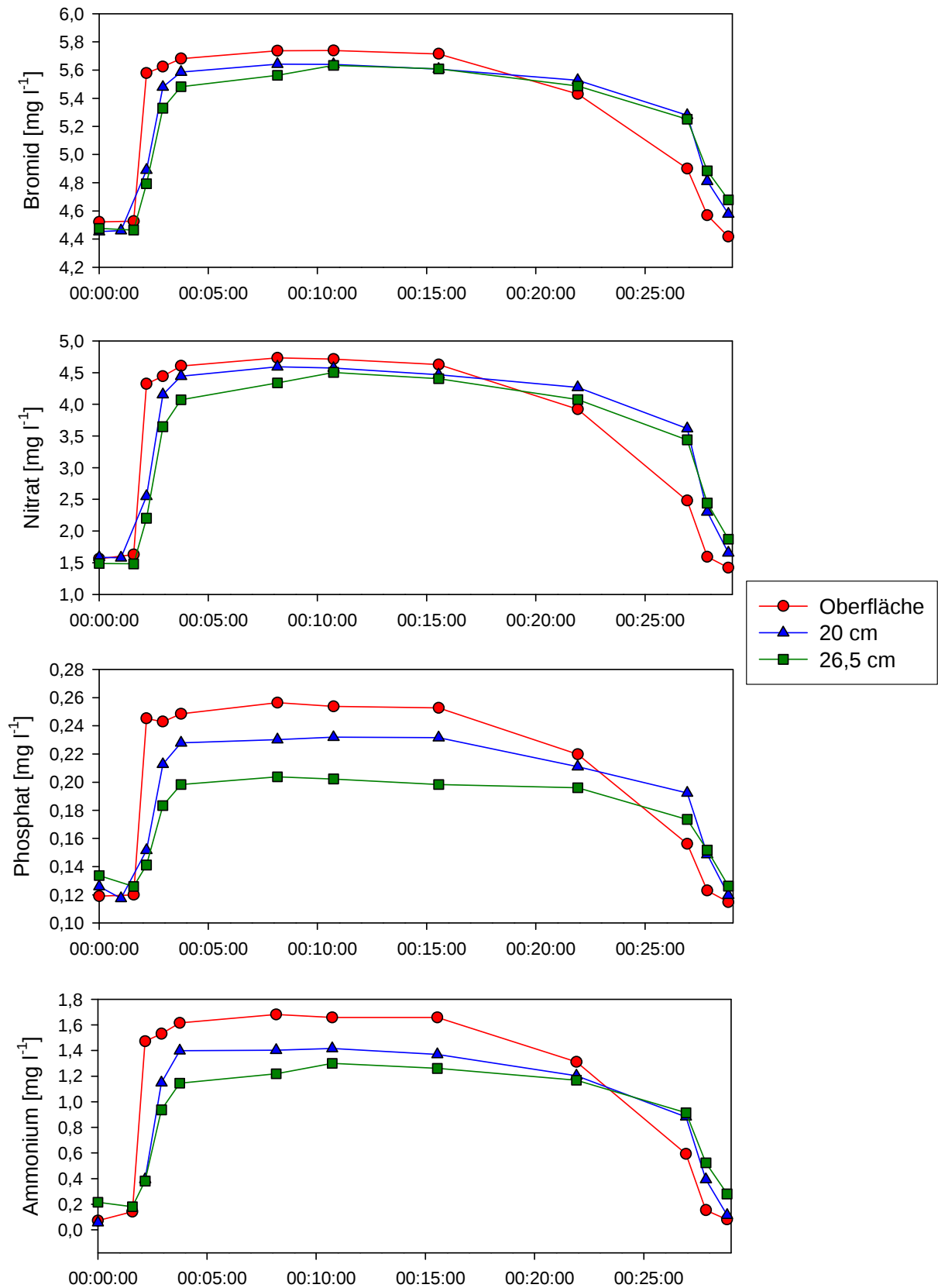


Abbildung 5: Vergleich der Nährstoffkurven von Bromid, Nitrat, Phosphat und Ammonium an der Oberfläche und in zwei Tiefen am Beispiel der ESP 2.

Betrachtet man die Durchgängigkeit des Sediments für den konservativen Tracer Bromid, so kann man eine tendenzielle Abnahme im Jahresverlauf feststellen (Abbildung 6). Die ESP 4 und ESP 5, die direkt nach dem August-Hochwasser durchgeführt wurden, zeigen die niedrigsten Werte mit der größten Streuung.

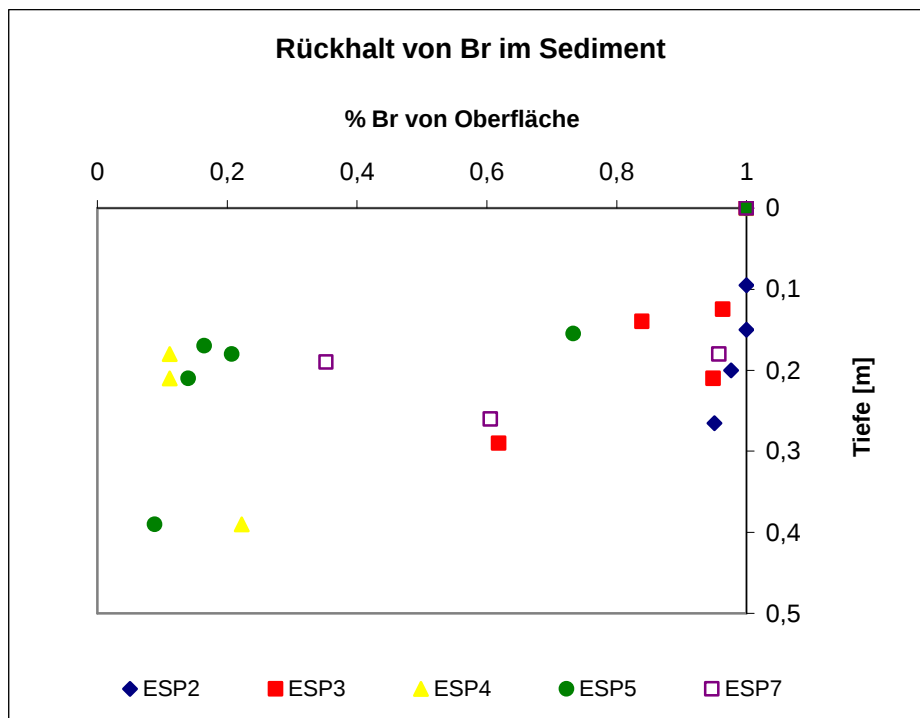


Abbildung 6: Rückhalt des Oberflächenwassers im Sediment. Dargestellt anhand der Bromidkonzentrationen in der Tiefe der 5 Einspeisungstermine. Als Referenz (100%) dient die Konzentration von Bromid im Oberflächenwasser am Plateau der Einspeisung.

Mittels linearer Regressionen kann aus den Bromid-Durchgängigkeiten der jeweilige Rückhaltekoeffizient (RH_k) für den Sedimentdurchtritt des Oberflächenwassers berechnet werden (Tabelle 3). Ein niedriger Rückhaltekoeffizient bedeutet eine hohe Durchgängigkeit des Sediments für das Oberflächenwasser.

Aufgrund methodischer Voraussetzungen - jede Tiefenschicht wurde in unterschiedlichen Piezometern beprobt, die sich aufgrund des heterogenen Sediment bezüglich ihrer Konnektivität teilweise stark unterscheiden - gibt es eine große Streuung der prozentuellen Durchgängigkeit von Bromid in die Tiefe und deshalb teilweise relativ schlechte Kurvenanpassungen. Da sie jedoch zumindest einen groben Überblick erlauben und wichtige Informationen für die weitere Interpretation liefern, werden diese akzeptiert.

Tabelle 3: Rückhaltekoeffizienten (RH_k) des Oberflächenwassers und deren R^2 für die 5 Einspeisungen und daraus berechnete prozentuelle Infiltrationsraten von Oberflächenwasser in 20 cm und 40 cm Tiefe.

ESP	Linearer RH_k	R^2	% Oberflächenwasser in	
			20 cm Tiefe	40 cm Tiefe
2	0,13	0,61	97	95
3	0,91	0,58	82	64
4	2,84	0,39	43	0
5	3,06	0,55	39	0
7	1,71	0,37	66	31

Berechnet man die Tiefe des Hyporheals nach Triska et al. (1991), zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Einspeisungsversuchen. Bei der ESP 2 sind in 7,16 m Tiefe noch 10 Prozent des Oberflächenwassers vorhanden, bei der ESP 3 in 99 cm Tiefe. Dieser Wert nimmt bei der ESP 4 (32 cm) und 5 (29 cm) stark ab und steigt bei der ESP 7 wieder leicht an (53 cm). Die Tiefe des Hyporheals nimmt im Jahresverlauf ab und steigt nach dem August-Hochwasser wieder leicht an.

4.4 Nährstoffaufnahme im Hyporheal

Bis auf eine Ausnahme (ESP 7) gibt es eine typische Abfolge der jeweiligen Nährstoffaufnahmekapazitäten. Phosphat wird am stärksten aufgenommen, gefolgt von Ammonium und Nitrat (Abbildung 7).

Es wurde festgestellt, dass sich Nitrat am ehesten wie ein konservativer Tracer verhält und am wenigsten im Sediment aufgenommen wird.

Bei der ESP 2 und ESP 3 findet nahezu keine Nitrat-Abnahme in die Tiefe statt. Da hier kein linearer Zusammenhang vorliegt, ist A_k gleich 0 und die Berechnung von S_{wh} für Nitrat entfällt. Aufgrund der fehlenden Aufnahmelängen für Nitrat werden für alle weiteren Berechnungen und Vergleiche nur die Aufnahmekoeffizienten A_k herangezogen.

Die prozentuellen Ammonium-Konzentrationen in der Tiefe liegen, außer bei der ESP 7, unter denen von Natrium, jedoch deutlich über den Phosphatkonzentrationen, die bei allen 5 Versuchen die höchste Nährstoffaufnahme zeigten.

Auch hier ist die große Streuung der prozentuellen Nährstoffwerte und die daraus resultierende teilweise schlechte Kurvenanpassung durch die unterschiedlichen Piezometereigenschaften im heterogenen Sediment zu erklären. Trotzdem ist der so berechnete Nährstoff-Aufnahmekoeffizient (A_k) eine unverzichtbare Kenngröße zur weiteren Analyse und Interpretation der Ergebnisse.

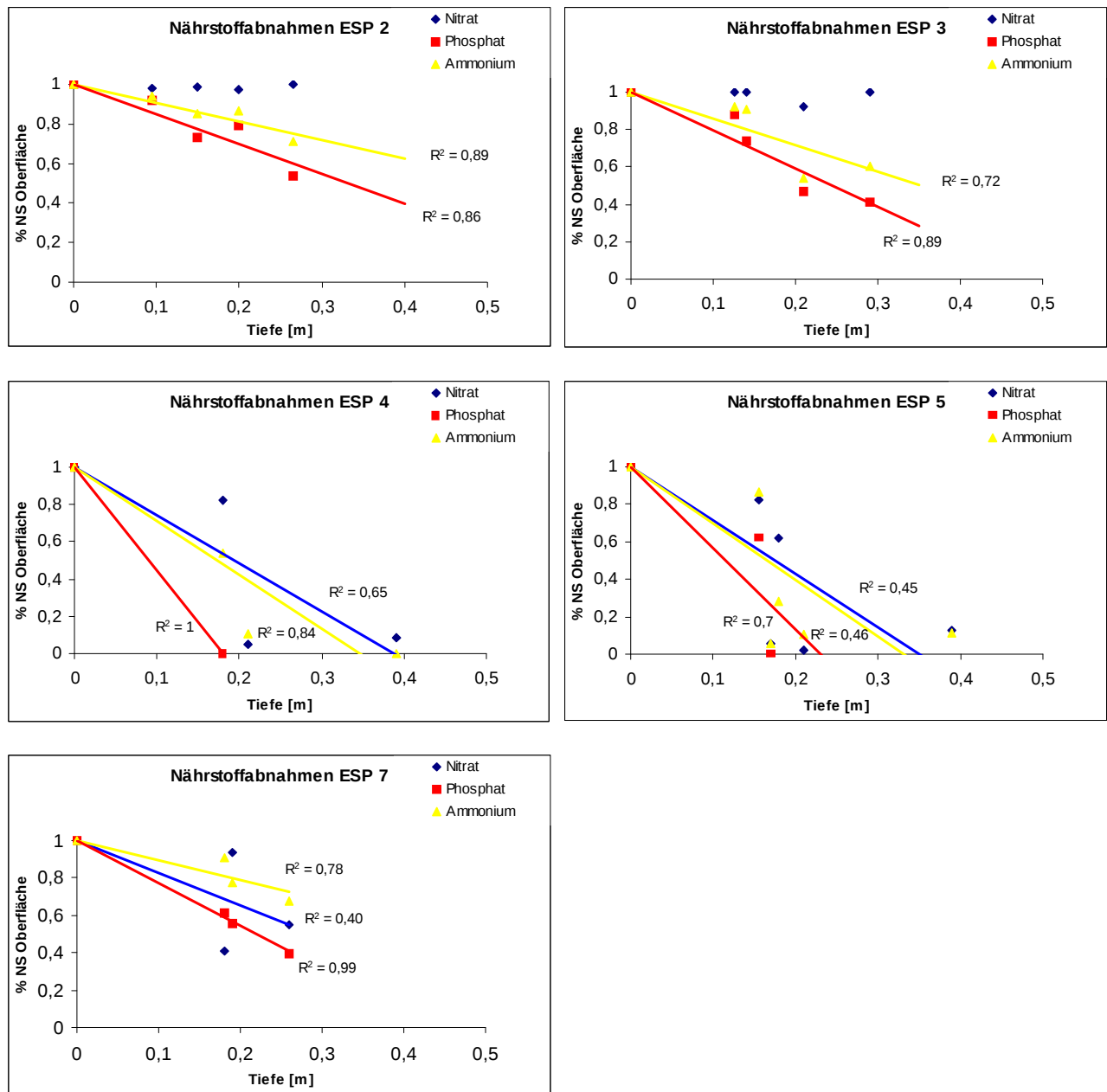


Abbildung 7: Vergleich der biologischen Retention der Nährstoffe (NS) Nitrat, Phosphat und Ammonium der 5 Einspeisungsversuche.

Mit einer mittleren vertikalen Geschwindigkeit (v_{vert}) von $0,4758 (\pm 0,0996) \text{ mms}^{-1}$ diffundierte der konservative Tracer Bromid ins Sediment (Tabelle 4).

Die mit SPSS 11.5 durchgeführte einfaktorielle ANOVA ergab keine signifikanten ($p = 0,177$) Mittelwertunterschiede von A_k bezüglich der drei Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Ammonium.

Bei den Einspeisungsterminen konnten signifikante ($p = 0,02$) Mittelwertunterschiede zwischen den Probennahmen festgestellt werden.

Der Post Hoc Test nach Bonferroni zeigt, dass diese zwischen der ESP 2 und ESP4, ESP 2 und ESP 5, und ESP 3 und ESP 4 am deutlichsten sind. Zwischen der ESP 2 und 3, ESP 2 und 7, ESP 3 und 7, und ESP 4 und 5 konnten keine Unterschiede festgestellt werden.

Mittels Student-Newman-Keuls-Prozedur können zwei homogene Untergruppen unterschieden werden: Gruppe 1 enthält die ESP 2, 3 und 7, Gruppe 2 die ESP 4 und 5.

Tabelle 4: Überblick über Pegel, Durchfluss, v_{vert} , A_k , S_{wh} , Background-Konzentrationen und Peak-Konzentrationen der einzelnen Einspeisungsversuche.*) Die Berechnung von Mittelwert und Standardabweichung entfällt für die Nitrat-Aufnahmelänge, da durch die fehlende Nitrat-Aufnahme bei den ESP 2 und 3, die Werte verfälscht würden.

Datum	Pegel [m]	Durchfluss [m³s⁻¹]	v_{vert} [m s⁻¹]	A_k [m⁻¹]			S_{wh} [m]		
				Nitrat	Phosphat	Ammonium	Nitrat	Phosphat	Ammonium
04.07.2005	0,95	0,325	5,84E-04	0	1,503	0,934	-	0,665	1,07
25.07.2005	0,97	0,428	4,75E-04	0	2,041	1,426	-	0,49	0,702
29.08.2005	1,07	0,785	5,59E-04	2,574	5,556	2,89	0,389	0,18	0,346
31.08.2005	1,02	0,537	3,42E-04	2,851	4,333	3,009	0,351	0,231	0,332
18.10.2005	0,94	0,291	4,19E-04	1,736	2,285	1,052	0,576	0,438	0,951
MW	0,99	0,473	4,76E-04	1,432	3,143	1,862	*	0,401	0,68
STABW	0,054	0,199	9,97E-05	1,370	1,723	1,01	*	0,198	0,339

Datum	Background Oberfläche				Peak Einspeisung				
	Nitrat [mg l⁻¹]	Phosphat [mg l⁻¹]	Ammonium [mg l⁻¹]	N-tot [mg l⁻¹]	Bromid [mg l⁻¹]	Nitrat [mg l⁻¹]	Phosphat [mg l⁻¹]	Ammonium [mg l⁻¹]	N-tot [mg l⁻¹]
04.07.2005	1,561	0,119	0,072	1,633	5,739	4,732	0,256	1,681	6,413
25.07.2005	1,823	0,124	0,067	1,89	2,607	7,869	0,34	2,345	10,214
29.08.2005	2,025	0,062	0,148	2,173	0,558	2,964	0,291	0,316	3,28
31.08.2005	2,072	0,061	0,178	2,25	0,724	3,422	0,417	0,341	3,763
18.10.2005	1,713	0,042	0,033	1,746	2,285	8,021	1,175	1,091	9,112
MW	1,839	0,082	0,1	1,938	2,383	5,401	0,496	1,155	6,556
STABW	0,214	0,038	0,061	0,267	2,086	2,412	0,385	0,875	3,101

4.5 Abhängigkeiten

Biotische und abiotische Parameter wurden auf mögliche Korrelationen untersucht. Besonders interessante Zusammenhänge werden im Folgenden dargestellt.

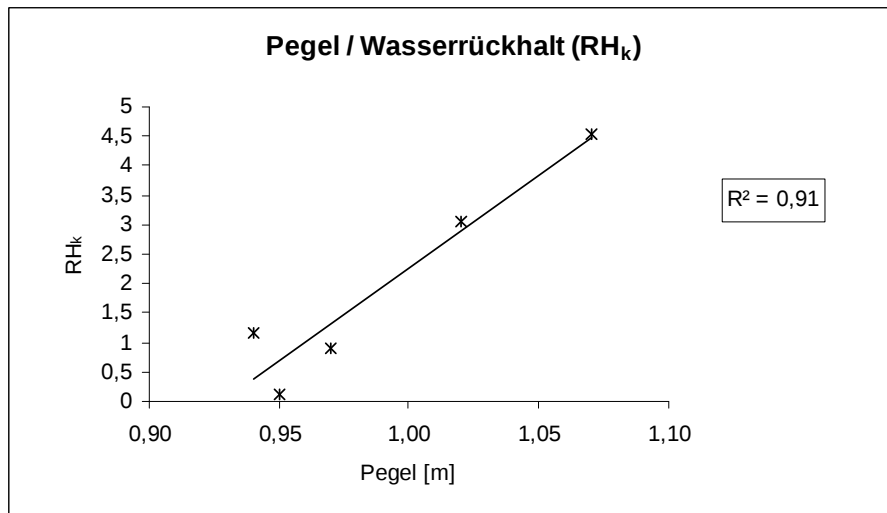


Abbildung 8: Lineare Regression von zwischen Pegel und Wasserrückhalt.

Zwischen dem Pegel und dem Wasser-Rückhaltekoeffizienten besteht ein positiver linearer Zusammenhang (Abbildung 8). Bei höherem Pegel dringt das Oberflächenwasser weniger tief ins Sediment ein, bzw. kommt es im Hyporheal bei höheren Pegelständen zu einer vermehrten Verdünnung durch Grundwasser.

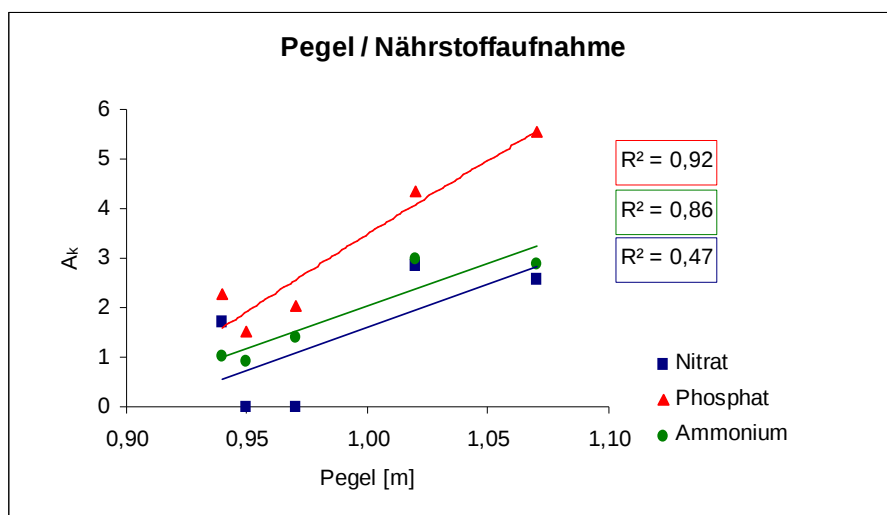


Abbildung 9: Lineare Regressionen zwischen dem Pegel und der Nährstoffaufnahme für die Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Ammonium.

Zwischen dem Pegel und der Aufnahme der Nährstoffe im Sediment besteht ein positiver linearer Zusammenhang (Abbildung 9). Die Kurvenanpassung für Phosphat ist sehr gut ($R^2 = 0,92$), bei Nitrat ist sie hingegen wenig aussagekräftig ($R^2 = 0,47$). Ammonium liegt mit einem R^2 von 0,86 dazwischen.

Je höher der Pegel und somit die Wassersäule über dem Sediment ist, umso besser werden die Nährstoffe beim Durchtritt durch das Sediment aufgenommen und die Nährstoffkonzentration in der Tiefe verringert sich.

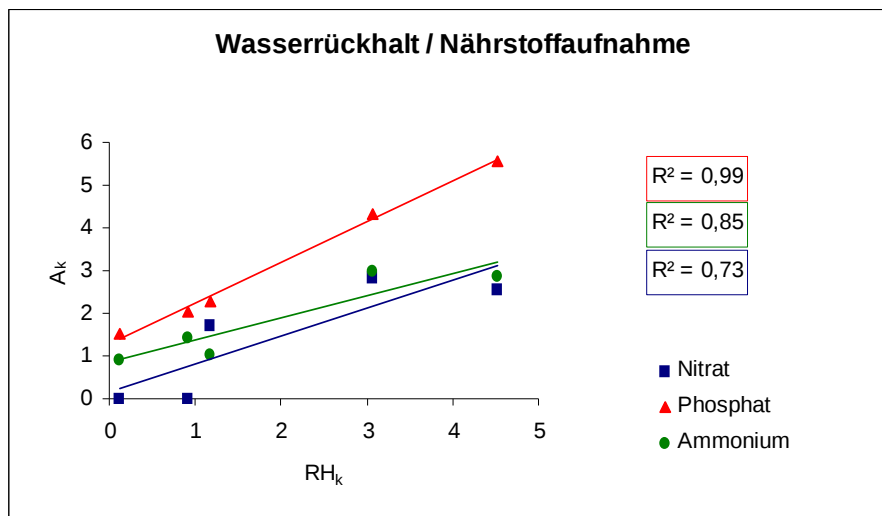


Abbildung 10: Lineare Regressionen zwischen dem Wasserrückhalt und der Nährstoffaufnahme für die Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Ammonium.

Zwischen dem Rückhalt von Oberflächenwasser und dem Nährstoffaufnahmekoeffizienten besteht ein positiver linearer Zusammenhang, der vor allem bei Phosphat und Ammonium sehr deutlich ist (Abbildung 10). Ein vermehrter Wasserrückhalt im Sediment steigert die Nährstoffaufnahme. Die Aufnahme von Nitrat wird durch die hydrologische Retention weniger beeinflusst.

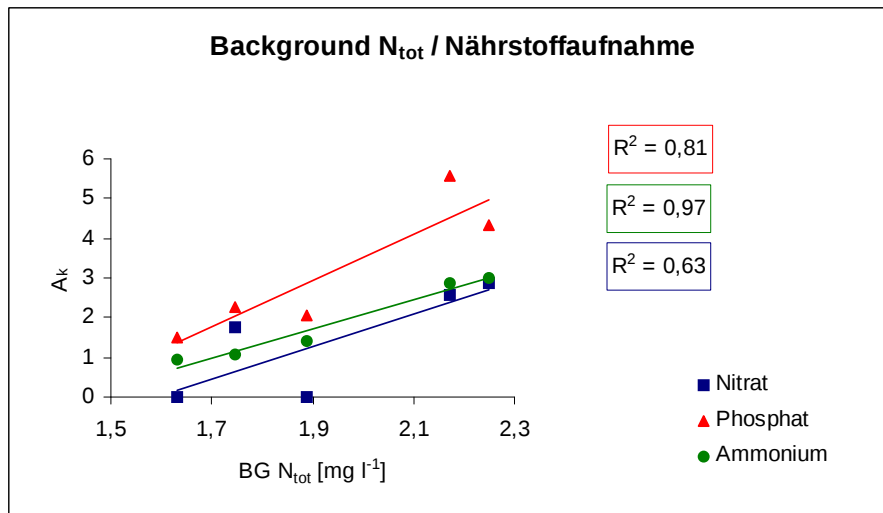


Abbildung 11: Lineare Regressionen zwischen dem Total-Stickstoff (N_{tot}) Background und der Nährstoffaufnahme für die Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Ammonium.

Zwischen dem Total-Stickstoff-Background und der Nährstoffaufnahme im Sediment besteht ein positiver linearer Zusammenhang (Abbildung 11). Bei höheren Stickstoff Konzentrationen im Oberflächenwasser vor der Beprobung, kommt es zu vermehrter Aufnahme aller drei Nährstoffe während der Einspeisung. Hier zeigt Ammonium die stärkste, Nitrat hingegen die schwächste Korrelation.

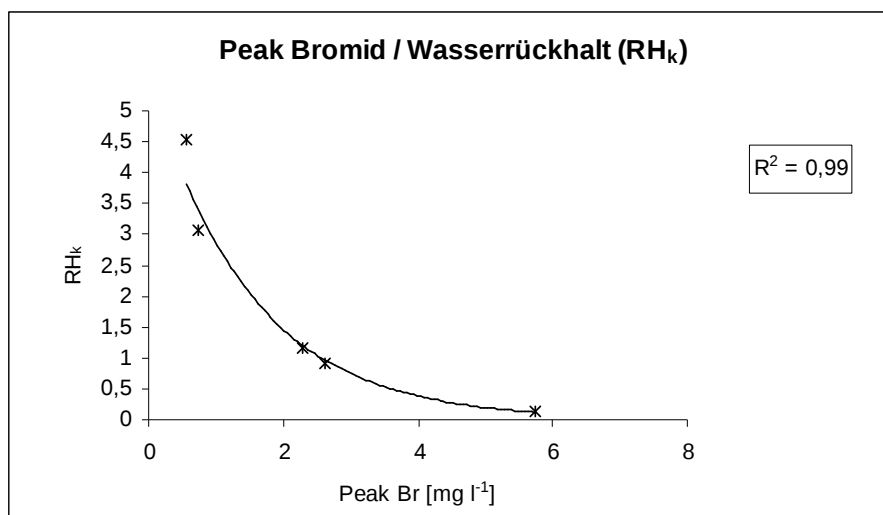


Abbildung 12: Exponentieller Zusammenhang zwischen der maximalen Bromidkonzentration am Plateau der Einspeisung und dem Wasserrückhalt.

Zwischen dem Bromid-Peak im Oberflächenwasser während der Einspeisung und dem Wasserrückhalt im Sediment besteht ein negativer exponentieller Zusammenhang (Abbildung 12). Je höher die Bromid Konzentration im eingespeisten Wasser ist, umso weniger wird dieses im Sediment zurückgehalten, bzw. je höher die eingespeisten Bromid-Konzentrationen, umso geringer die Verdünnung durch Grundwasser.

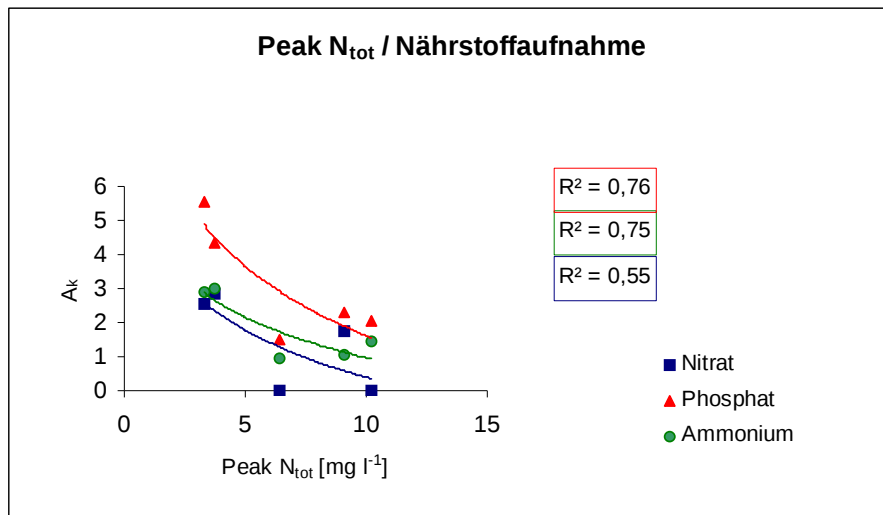


Abbildung 13: Exponentieller Zusammenhang zwischen der maximalen Total-Stickstoff-Konzentration (N_{tot}) am Plateau der Einspeisung und der Nährstoffaufnahme für die Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Ammonium.

Zwischen dem Stickstoff-Peak im Oberflächenwasser während der Einspeisung und der Nährstoffaufnahme im Sediment besteht ein negativer exponentieller Zusammenhang (Abbildung 13). Je höher die Stickstoff Konzentration im eingespeisten Wasser ist, umso weniger nehmen die Nährstoffkonzentrationen in der Tiefe ab.

5 Diskussion

5.1 Grenzen der Untersuchung

Durch das Installieren und Manipulieren von PZM können die natürliche Gradienten im Hyporheal gestört (Duff et al., 1998), und Ergebnisse verfälscht werden.

Jede Untersuchung dieses schwer zugänglichen Lebensraumes ist bis zu einem gewissen Grad mit einer Veränderung der natürlichen Umweltbedingung und einer Beeinflussung der stattfindenden Prozesse verbunden.

Der Versuchsaufbau war bewusst so gewählt, dass das Potential der Sedimente zur Nährstoffretention und nicht die tatsächlich stattfindende Nährstoff-Aufnahme unter natürlichen Bedingungen erhoben wurde. Die Ergebnisse wurden im Bewusstsein interpretiert, dass dieses Potential zum Stoffumsatz nicht mit den tatsächlichen Umsatzraten unter natürlichen Nährstoffkonzentrationen übereinstimmen muss.

Außerdem wurden alle Einspeisungen aus methodischen Gründen (zu große Verdünnung der Einspeise-Lösungen bei höherem Durchfluss) bei niedrigeren Pegelständen rund um Mittelwasser (MW = 1,06 m) durchgeführt. Daher gibt es keine Aussage über den Einfluss von extremen Pegelständen.

Prinzipielle Aussagen über zugrunde liegende Prozesse und Zusammenhänge können trotzdem getroffen werden.

Kleinräumige punktuelle PZM-Messungen im Hyporheal sind wahrscheinlich nicht aussagekräftig genug um großräumige Ökosystemfragen, wie z.B. Nährstoffflüsse im Ökosystem, zu erklären. Durch Tracer Experimente im Oberflächenwasser andererseits ist zwar eine bessere Aussage über das Gewässer möglich, es kann jedoch nicht zwischen hyporheischer Retention und Retention im Oberflächenwasser unterschieden werden (Harvey & Wagner, 2000). Zusätzlich werden durch Sättigungseffekte bei erhöhten Nährstoffkonzentrationen die Ergebnisse von Kurzzeit-Nährstoffeinspeisungen oft verzerrt. Die berechneten Aufnahmelängen liegen über jenen, die bei nicht erhöhten Nährstoffkonzentrationen zuträfen (O'Brien et al., 2008; Thomas et al., 2003).

Um die Nährstoffkreisläufe in einem Fließgewässer detailliert beschreiben zu können, wäre vermutlich eine Kombination beider Untersuchungsmethoden und die Verwendung von radioaktiven Tracern notwendig.

5.2 Wasseraustausch im Hyporheal

Der Wasseraustausch zwischen dem Oberflächenwasser und dem Hyporheal wird einerseits durch die Strömungsgeschwindigkeit und die Höhe der Wassersäule an der Oberfläche, und andererseits durch die Beschaffenheit und Heterogenität der Sedimente bestimmt (Salehin et al., 2004; Ryan & Boufadel, 2006).

Tabelle 5: Vergleich des prozentuellen Oberflächenwasser-Gehaltes im Hyporheal im Rahmen von 6 Untersuchungen (nach Wallner, 2006).

Untersuchungsgebiet	einströmendes Oberflächenwasser (%)	Quelle
Little Lost Man Creek, Kalifornien	80-90	Triska et al., 1989
Aspen Creek, New Mexico	47	Valett et al., 1996 Morrice et al., 1997
Riera Major, Spanien	33-100	Butturini & Sabater, 1999
Weidlingbach, Österreich	60-93	Wallner et al., 2008
Wienfluss, Österreich	39-97	diese Untersuchung

Der Wasseraustausch zwischen dem Oberflächenwasser und dem Hyporheal ist im Wienfluss durch das kolmatierte Sediment eher gering. Aufgrund der Eigenschaften des Einzugsgebietes und der Sedimente wurde dies bereits erwartet.

Morrice et al. (1997) haben drei Flüsse mit unterschiedlicher Geologie des Einzugsgebietes und unterschiedlicher Sedimentstruktur untersucht und bezüglich ihrer hydrologischen Anbindung des Hyporheals verglichen. Aspen Creek (ähnlich dem Wienfluss) mit einem Sandstein-Einzugsgebiet und feinkörnigem Sediment, zeigte im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern (vulkanischer Tuff mit mittlerer Sediment-Korngröße und Granit/Gneis mit grobem Sediment) den geringsten hyporheischen Austausch.

In Tabelle 5 wird ein Überblick über den prozentuellen Anteil von Oberflächenwasser im Hyporheal in verschiedenen Studien gegeben. Die Werte aus dieser Untersuchung beziehen sich auf eine Tiefe von 20 cm.

Nur an einer Stelle im unteren Bereich des Wienfluss-Beckens 6 konnte im Jahresverlauf ein stabiles Downwelling festgestellt werden. Die dort durchgeführten Einspeisungen von konservativen Tracern zeigen einen positiven linearen Zusammenhang zwischen der hydrologischen Retention von Oberflächenwasser ins Hyporheal und dem Pegel ($r = 0,954$, $p = 0,012$). Betrachtet man das Verhältnis zwischen hydrologischer Retention und dem Durchfluss, so zeigt sich dieselbe Abhängigkeit ($r = 0,933$, $p = 0,032$). Das bedeutet, dass bei höheren Wasserständen Verdünnungseffekte durch das Grundwasser gesteigert werden, bzw. ein Downwelling von Oberflächenwasser minimiert wird.

Mathews Castro & Hornberger (1991) fanden denselben Zusammenhang bei ihren Einspeisungsversuchen in Shaver Hollow, Arizona.

Butturini & Sabater (1999) und Wallner et al. (2008) beschreiben hingegen eine negative Korrelation zwischen dem Durchfluss und der hydrologischen Retention im Sediment. Dies könnte daran liegen, dass in Flüssen mit besser durchgängigem Sediment (in beiden Studien wurden in 10 cm Tiefe ~100% Oberflächenwasser gemessen, im Wienfluss $83 \pm 13\%$) bei Hochwasser die Sedimentzwischenräume durchgespült und von Feinsediment befreit werden, was den hydrologischen Wasseraustausch mit dem Hyporheal noch fördert (Schälchli, 1992).

Durchfluss-Steigerungen können sich auch gegenteilig auf den hyporheischen Austausch auswirken. Durch die erhöhte Oberflächen-Strömungsgeschwindigkeit bei Hochwasser wird einerseits das Eindringen von Wasser ins Sediment reduziert, andererseits führt ein Pegel-Anstieg des umgebenden Grundwassers dazu, dass von unten und von der Seite Wasser ins Hyporheal gedrückt wird und ein Downwelling so vermindert wird (Harvey et al., 1996; Battin, 1999).

Vor dem Hochwasser im August 2005 waren die Bromid-Rückhaltekoeffizienten ($0,52 \pm 0,55$) deutlich niedriger als danach ($2,54 \pm 0,72$). Dies zeigt, dass nach dem Hochwasserereignis weniger Oberflächenwasser ins Hyporheal eindrang als vorher. Auch bei Marti et al. (1997) und Harvey et al. (2002) nahm die Größe der Transient Storage Zone mit steigendem Durchfluss ab.

Der negative Zusammenhang zwischen Wasserrückhalt und der Höhe der Bromid-Konzentration ($r = 0,994$, $p = 0,000$) scheint auf den ersten Blick nicht erklärbar. Bromid als konservativer Tracer kann nur durch Verdünnungs- und Verteilungseffekte nicht aber durch Sättigungseffekte beeinflusst werden.

Ein möglicher Grund könnte die Unterschreitung der Bromid-Messbarkeitsgrenze bei niedrigen Einspeise-Konzentrationen sein. Dies könnte zu einer Überschätzung der hydrologischen Retention durch ungenaue Messungen bei niedrigen Konzentrationen führen. Da die Bromid-Analytik mittels Ionenchromatographie jedoch sehr genau ist und auch geringste Mengen erfasst werden können, ist es wahrscheinlicher, dass der Wasserrückhalt und die Bromid Konzentration nicht direkt von einander abhängen, sondern beide durch den Wasserstand bestimmt werden.

5.3 Nährstoffaufnahme im Hyporheal

Die Nährstoffretention im Gewässer wird maßgeblich durch den hydrologischen Rückhalt des Wassers beeinflusst, da dieser die Kontaktzeiten mit reaktiven Oberflächen und Organismen verlängert und so zu einem erhöhten Nährstoffumsatz führt (Vallet et al., 1997; Butturini & Sabater, 1998; Pusch et al., 1998; Kronvang et al., 1999; Ensign & Doyle, 2005).

Mikroorganismen sind für über 90 Prozent des Gesamtmetabolismus in Gewässern verantwortlich. Eine Vielzahl dieser Biota ist als Biofilm gebunden (Brunke & Gonser, 1997). Biofilme sind Anlagerungen mikrobieller Organismen die von einer Matrix aus extrazellulären Polymeren umschlossen, und an Oberflächen geheftet sind (Besemer et al., 2007; Battin et al., 2008).

Biofilme sind vermehrt in der benthischen Übergangszone zwischen Wasser und Sediment und im Hyporheal vorhanden und sorgen dort, z.B. durch Denitrifikation, für eine erhöhte Nährstoffretention.

Durch die Anheftung der Mikroorganismen steigt deren Kontaktzeit mit dem umgebenden Wasser und den darin gelösten Stoffen, was zu einem erhöhten metabolischen Potential von Sedimenten mit Biofilm Aufwuchs führt (Battin et al., 2008).

Im Wienfluss ist die Nährstoffretention vom Wasserrückhalt im Hyporheal (Nitrat: $r = 0.852$, $p = 0.067$; Phosphat: $r = 0.998$, $p = 0.000$; Ammonium: $r = 0.924$, $p = 0.025$) und somit auch vom Pegel (Nitrat: $r = 0.687$, $p = 0.200$; Phosphat: $r = 0.960$, $p = 0.010$; Ammonium: $r = 0.925$, $p = 0.024$) abhängig.

Das Oberflächenwasser dringt bei erhöhter hydrologischer Retention weniger und nicht so tief ins Hyporheal ein, was die Aufnahme von Nährstoffen fördert. Dies spricht für eine besonders hohe metabolische Aktivität der obersten Sedimentschichten. Wenn der Großteil der Nährstoffe an der Oberfläche aufgenommen wird, dann verkürzt eine erhöhte Durchlässigkeit des Sediments die Verweildauer des Wassers in diesen aktiven Schichten und senkt somit die Nährstoffaufnahme.

Obwohl ein Zusammenhang zwischen der vertikalen Fließgeschwindigkeit (v_{vert}) ins Hyporheal und der Nährstoffaufnahme erwartet wurde (Battin & Sengschmitt, 1999), konnte in dieser Untersuchung keine Korrelation festgestellt werden. Es gibt auch keinerlei Zusammenhang zwischen dem Oberflächenabfluss und v_{vert} . Dies deutet darauf hin, dass die vertikale Strömungsgeschwindigkeit vor allem durch den, beim Auspumpen der Piezometer erzeugten, Unterdruck bestimmt wurde.

Es konnte ein positiver Zusammenhang zwischen der Nährstoffretention und der Total-Stickstoff Backgroundkonzentration im Oberflächenwasser festgestellt werden (Nitrat: $r = 0.792$, $p = 0.110$; Phosphat: $r = 0.901$, $p = 0.037$; Ammonium: $r = 0.983$, $p = 0.003$). Bei Betrachtung des Phosphat-Backgrounds konnte keine Abhängigkeit festgestellt werden.

Da die Bereiche in denen die Backgroundkonzentrationen zwischen den Einspeisungsversuchen schwankten relativ gering waren (N_{tot} : 0,6 mg/l; PO_4 : 0,08 mg/l), sind diese Korrelationen jedoch kaum aussagekräftig. Wahrscheinlich ist diese Abhängigkeit nur ein Artefakt, das dadurch entsteht, dass sowohl die Nährstoffaufnahme als auch die Backgroundkonzentration durch den Wasserstand beeinflusst werden.

Die Zusammenhänge zwischen der Nährstoffaufnahme und der maximalen Stickstoff-Peak Konzentration während der Einspeisung im Oberflächenwasser (Nitrat: $r = -0.704$, $p = 0.185$; Phosphat: $r = -0.805$, $p = 0.100$; Ammonium: $r = -0.807$, $p = 0.099$), deuten auf eine Sättigung der Aufnahmeraten nach dem Michaelis Menten Modell (Stream Solute Workshop, 1989) hin.

Die Ammonium Kurzzeiteinspeisungen von O'Brien et al. (2008) zeigten ebenfalls Sättigungseffekte. Dodds et al. (2002) hingegen fanden auch bei extrem erhöhten NH_4 und NO_3 Konzentrationen nicht bei allen Versuchen eine Limitierung der Aufnahme.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde festgestellt, dass im Hyporheal Phosphat vor Ammonium und Nitrat die höchsten Retentionsraten zeigt.

2002 wurden am Wienfluss Oberflächeneinspeisungen von konservativen Tracern und Nährstoffen durchgeführt (Görnet in prep.). Hier zeigte sich, dass bei longitudinaler Aufnahme an der Oberfläche, Ammonium vor Phosphat und Nitrat zurückgehalten wird.

Auch Wallner et al. (2008) fanden bei ihren Einspeisungsversuchen im Hyporheal eine bevorzugte Aufnahme von Ammonium ($A_k [\text{m}^{-1}] = 6,99$) vor Phosphat ($A_k [\text{m}^{-1}] = 4,20 \pm 1,49$) und Nitrat ($A_k [\text{m}^{-1}] = 0.58 \pm 0.17$).

Die rapide Phosphat-Aufnahme im Wienfluss könnte auf eine PO_4 -Limitation hindeuten.

5.3.1 Stickstoff

Aufgrund der in vielen Gewässern stattfindenden Eutrophierung durch erhöhte Stickstoffkonzentrationen, sind die Mechanismen der Stickstoffretention in Gewässern von besonderem Interesse.

Die Aufnahmelänge für Nitrat (NO_3) im Oberflächenwasser kann 3- bis 10-mal so lang sein wie für Ammonium (NH_4) (Stanley & Hobbie, 1981, Peterson et al., 2001).

Stickstoffretention wird vor allem durch die Denitrifikation von NO_3 im Übergangsbereich zwischen Oberflächen- und Sedimentwasser (Dahm et al., 1998, Clilverd et al., 2008, Gribsholt et al., 2009), und die biologische Aufnahme von NH_4 bestimmt (Marti & Sabater, 1996).

Die Denitrifikation wird von vielen Parametern beeinflusst. Nicht nur die bakterielle Biomasse, der Redox-Gradient und die Nitrat-Konzentration kontrollieren die Umsatzraten, auch der Gehalt von gelöstem Kohlenstoff (DOC) und biotische Interaktionen spielen eine wichtige Rolle.

Das für die Denitrifikation wichtige DOC wird im Sediment an Lehm-partikel adsorbiert und nimmt so in Gewässern mit lehmigem Sediment, wie dem Wienfluss, in die Tiefe ab (Kaplan & Newbolt, 2000).

An der Oberfläche kann die Konkurrenz mit benthischen Mikroalgen die Umsatzraten der Denitrifizierer hemmen (Risgaard-Petersen, 2003).

Auch die hydrologische Variabilität im Gewässer bestimmt dessen Stickstoff-Umsatz. Gergel et al. (2005) haben gezeigt, dass häufigere kleinere Hochwässer die Stickstoff Umwandlungsprozesse im Gewässer stärker steigern als seltene größere Flut-Ereignisse, da durch die schwankenden Wasserstände abwechselnd aerobe und anaerobe Bedingungen geschaffen werden und dies die Raten von Nitrifikation und Denitrifikation fördert.

Meist ist das gut lösliche und wenig durch Adsorption beeinflusste Nitrat im Fließgewässer dominant. Ammonium kommt in geringeren Konzentrationen vor, da es leicht aufgenommen und schneller an negativ geladene Ton-Partikel und organische Stoffe gebunden wird (Butturini & Sabater, 1998, Peterson et al., 2001, Craig et al., 2008).

Auch im Wienfluss zeigte Nitrat im Vergleich zu den anderen Nährstoffen die geringsten Aufnahmeraten mit der größten Variabilität ($A_k [m^{-1}] = 1,432 \pm 1,370$). Bei den ersten beiden Einspeisungsterminen konnte keine Aufnahme von Nitrat im Sediment festgestellt werden. Betrachtet man die Korrelationen zwischen Aufnahmekoeffizienten und Pegel, Wasserrückhalt, Background- und Peak-Konzentration, so zeigen jene für Nitrat dabei stets den schwächsten Zusammenhang.

Die Aufnahme von Ammonium im Sediment ($A_k [m^{-1}] = 1,862 \pm 1,01$) war bis auf eine Ausnahme (ESP 7) immer höher als die von Nitrat, und zeigt einen hoch korrelierten Zusammenhang mit dem Stickstoff-Background.

Wenn man annimmt, dass Ammonium vor allem biotisch gebunden wird und oft limitierend wirkt, so könnte eine erhöhte Backgroundkonzentration zu höherer Algen/Biofilm-Biomasse führen, und so zu einer vermehrten NH_4 Aufnahme im Sediment. Auch hier könnte es sich aber auch um einen versteckten Zusammenhang beider Parameter über den Durchfluss handeln.

Die meisten NH_4 -Prozesse können in den oberen 2 - 3 cm der Sedimentschicht nachgewiesen werden (Lillebø et al., 2007). Dies deutet auf eine vermehrte Aufnahme von Ammonium durch benthische Algen hin. Der vermehrte NH_4 Bedarf bei den ESP 4 und 5 (7 bzw. 9 Tage nach dem Hochwasser-Peak) könnte auf eine beginnende Re-Etablierung der benthischen Algen- und Biofilm-Aufwüchse nach dem Algen-Abtrag während des August-Hochwassers hindeuten.

Die Nährstoff Aufnahme wird nach Marti et al. (1997) vor allem durch die Sukzession der benthischen Algengemeinschaften bestimmt, und ist in frühen Sukzessionsstadien höher als in etablierten Gemeinschaften.

Unklar ist allerdings, ob diese Effekte bereits so kurz nach dem Hochwasser eintreten können.

Dahm et al. (1998) hingegen haben nach Flutereignissen an Downwelling Zonen eher verminderte Raten von Respiration, Nitrifikation Mineralisation und Denitrifikation gefunden.

Die relative Abnahme der NH_4 Retention bei der ESP 7 im Oktober 2005 könnte auf einen verminderten Metabolismus der benthischen Algen durch die niedrigeren Temperaturen hindeuten (Butturini & Sabater, 1998).

5.3.2 Phosphat

Das hoch reaktive Phosphat wird vor allem durch chemische Bindungen an Kationen (Marti et al., 1997; Hall et al., 2002) und biologische Assimilation beeinflusst (Wilcock et al., 2002). Besonders beim Vorhandensein starker Redox-Gradienten, wie sie im Hyporheal zu finden sind, wird die Phosphat-Retention durch Adsorption an gelöste Stoffe beeinflusst (Vallet et al., 1994; Wilcock et al., 2002) und ist stark von der hyporheischen Anbindung und von Änderungen im Durchfluss bestimmt (Butturini & Sabater, 1998). Eine vergleichende Studie zeigt, dass die Phosphat-Retention in Flüssen mit größerer Transient Storage Zone höher ist (Mulholland et al., 1997).

Auch in dieser Untersuchung konnte ein hoch signifikanter Zusammenhang zwischen der Phosphat-Retention und dem Pegel ($r = 0.960$, $p = 0.010$) und dem Wasserrückhalt ($r = 0.998$, $p = 0.000$) festgestellt werden.

Die Korrelation mit dem Stickstoff-Background ist, aus den oben genannten Gründen, entweder auf eine größere metabolisch aktive Biomasse oder auf Verdünnungseffekte durch Pegel-Schwankungen des Grundwassers, nach dem Hochwasserereignis, zurückzuführen.

Die Phosphat-Aufnahme lag mit einem Aufnahmekoeffizienten von $3,143 \pm 1,723$ bei allen Einspeisungen eindeutig über der von Nitrat und Ammonium.

Bei den ESP 4 und 5 konnte bereits in 18 cm Tiefe keinerlei Phosphat-Eintrag aus dem Oberflächenwasser mehr festgestellt werden. Dies deutet auf eine rasche Aufnahme beim Durchtritt durch das Sediment hin. Lillebø et al. (2007) konnten PO_4 bis in 6 cm Tiefe nachweisen.

Die Phosphat-Aufnahme-Kurven in die Tiefe zeigen bei allen Einspeisungen die besten linearen Kurvenanpassungen mit den geringsten Schwankungen.

5.4 Bedeutung des Hyporheals

Das Hyporheal ist durch die vielfältigen dort ablaufenden Prozesse (Tabelle 6) von großer qualitativer Bedeutung für das Gewässer.

Tabelle 6: Prozesse in der hyporheischen Zone und deren Auswirkungen auf das Ökosystem (nach Boulton, 2007).

Hyporheische Prozesse	Ökosystem-Auswirkungen
Nährstoff- und Wasserfluss bzw. -retention	Wasser und Nährstoffspeicherung, physikalische Filtration, Kontrolle von Hochwasser und Durchflussspitzen, Grundwasserinputs ins Fließgewässer, erhöhte Effizienz der Nährstoffretention
biogeochemische Umwandlungsprozesse	Kreislauf der Nährstoffe und organischen Stoffe, Abbau von Giftstoffen, positive Auswirkungen auf die Wasserqualität durch biogeochemische Prozesse
Sekundärproduktion im Hyporheal	hyporheische Invertebraten dienen als Beute für Fische, generiert Nährstoffe für das Fließgewässer und dessen Umland
Abbauprozesse	Verarbeitung von organischem Material und anthropogenen Abfällen, gesteigerte Effizienz des organischen Partikel-Rückhaltes

Es kann als Quelle oder Falle für gelöste Stoffe wirken (Triska et al., 1989; Mathews Castro & Hornberger, 1991; Jones & Holmes, 1996; Valett et al., 1996; Hill et al., 1998), abhängig von Volumen und Richtung des Durchflusses, chemischen Gradienten und biotischer Aktivität (Brunke & Gonser, 1997).

Biofilme bestimmen vor allem in kleineren Gewässern mit großer Sedimentoberfläche im Verhältnis zum Wasservolumen, die mikrobielle Gemeinschaft und somit den Stoffumsatz (Battin et al., 2008).

Das Zusammenspiel von porösen Strukturen, hydrodynamischem Austausch und chemischer und biologischer Gradienten in den Oberflächensedimenten und den aufsitzenden Biofilmen steigert den Metabolismus (Stoffumsatz) der Fließgewässer (Battin et al., 2008). Franken et al. (2001) und Romani et al. (1998), haben herausgefunden, dass sowohl an der Sedimentoberfläche als auch in Stellen mit einem Downwelling mehr organischer Kohlenstoff und gelöster Sauerstoff und somit mehr Mikroorganismen zu finden sind als in tieferen Sedimentschichten und an Upwelling Zonen. Bei Battin (2000) nahm die mikrobielle Aktivität hingegen sowohl an Stellen mit einem Downwelling als auch einem Upwelling zu und war minimal wenn der hyporheische Austausch reduziert war.

Nach Acuña und Tockner (2009) und Hester et al. (2009) hat der Wasseraustausch zwischen dem Hyporheal und dem Oberflächenwasser auch Auswirkungen auf die Temperatur des Oberflächenwassers. Er stabilisiert diese und schafft Zonen mit niedrigerer Temperatur, welche vor allem für stenotherme Biota von großer Bedeutung sein können.

Die quantitative Bedeutung der hyporheischen Prozesse hängt letztlich aber vor allem von der Größe und der hydraulischen Anbindung des Hyporheals ab.

In durchgängigem Sediment mit großem Porenvolumen spielen hydrologische Prozesse eine wichtige Rolle, während hingegen in eher verstopftem Sediment mit hohem Feinsedimentanteil und geringem Porenvolumen biotische Prozesse bedeutend sind (Vervier et al., 1992).

Nach D'Angelo et al. (1993) ist besonders in Quellflüssen ein reger hyporheischer Austausch zu erwarten, der aber auch in Gewässern 3. und 5. Ordnung noch signifikant ist. In Gewässern höherer Flussordnungszahl gewinnt für den Nährstoffrückhalt aber zunehmend die laterale Verzahnung mit dem Umland an Bedeutung.

Bei zukünftigen Renaturierungsversuchen sollte im Hinblick auf die drei Dimensionen hydrologischer Prozesse (longitudinal, lateral und vertikal) die bisher vernachlässigte Wiederherstellung bzw. Anbindung des Hyporheals berücksichtigt werden (Acuña & Tockner, 2009; Boulton, 2007.).

Im Wienfluss, einem Gewässer mit Flussordnungszahl 5 und einem Einzugsgebiet auf Sandstein, konnte im Rahmen der durchgeführten Einspeisungsversuche nur eine relativ geringe Anbindung der hyporheischen Sedimente an das Oberflächenwasser festgestellt werden, die zudem einer großen Variabilität unterworfen war.

Die Umlagerung der Sedimente und das Einbringen von Fremdmaterial im unteren Bereich des Beckens 6 bewirkten keine wesentlichen Änderungen im hyporheischen Austausch. Auch hier wurden die Sedimente durch die hohe Schwebstofffracht aus dem Oberlauf nach kurzer Zeit wieder verstopft.

Weigelhofer (2002) hat bei Untersuchungen des Hyporheals eines nahe gelegenen Gewässers festgestellt, dass es auch in Gewässern mit relativ verstopftem Sediment immer wieder Zonen gibt, die einen regen Austausch zwischen Oberfläche und Hyporheal ermöglichen. Dort entsetehen regelrechte „hot spots“ mit großer biotischer Aktivität, die für die Stabilität und Produktivität der Fließgewässer wichtig sind.

Im gewählten Versuchsabschnitt des Wienfluss-Beckens 6 konnte nur ein einziger solcher „hot spot“ am unteren Ende des Standortes 1 identifiziert werden. Die hier durchgeführten Einspeisungsversuche zeigten eine Abnahme der Nährstoffkonzentrationen beim Durchtritt von Wasser durch das hyporheische Interstitial.

Bei Phosphat und Ammonium ist ein, mit der Literatur vergleichbares, Potential zur Nährstoffaufnahme im Sediment vorhanden. Die Aufnahmeraten von Nitrat waren geringer und sehr variabel.

Auch wenn die Abnahme der Nährstoffkonzentrationen in dieser Untersuchung eher einer linearen als der erwarteten exponentiellen Regression folgte, wurde der Großteil der Nährstoffe in den oberen 30 cm der Sedimentschicht aufgenommen.

In den seit 1999 durchgeführten Monitoring Untersuchungen konnte eine deutliche Nährstoffretention und erhöhte metabolische Aktivität in den Wienfluss Becken festgestellt werden (Weigelhofer et al., 2004). Dafür ist in erster Linie jedoch die laterale Verzahnung mit dem Umland und nicht der vertikale Austausch mit dem Hyporheal verantwortlich. Ein Großteil der gelösten Nährstoffe wird im Wienfluss bereits durch benthische Aufwüchse an der Sedimentoberfläche aufgenommen. Der hyporheische Austausch ist stark eingeschränkt und spielt nur eine untergeordnete Rolle.

6 Zusammenfassung

Im Wienfluss, einem Sandstein-Gewässer mit Flussordnungszahl 5, wurden die Anbindung der hyporheischen Zone und deren Bedeutung für die Nährstoffretention untersucht.

Dazu wurden von Juli 2005 bis Oktober 2005 fünf Kurzzeit-Einspeisungen mit Bromid als konservativem Tracer und den Nährstoffen Nitrat, Phosphat und Ammonium durchgeführt. An einer Stelle im Wienfluss-Becken 6, an der zuvor ein Eindringen von Bachwasser ins Sediment festgestellt werden konnte, wurden etwa 20 Mini-Piezometer (PZM) in Tiefen von 8 – 40 cm installiert. Während der Plateau-Konzentrationen der Einspeisung wurden aus diesen PZM Wasserproben entnommen und auf den Gehalt der eingespeisten Stoffe analysiert. Durch den konservativen Tracer Bromid konnten Verdünnungseffekte durch das Grundwasser identifiziert und die Abnahme-Raten der Nährstoffe in die Tiefe berechnet werden. Diese zeigten eine schnelle Aufnahme von Phosphat, gefolgt von Ammonium. Nitrat verhielt sich sehr konservativ und wurde kaum aufgenommen.

Durch ein Hochwasser im August wurde die Nährstoffretention massiv beeinflusst. Unmittelbar nach dem Flutereignis stiegen die Retentionswerte aller Nährstoffe deutlich an, was auf eine erhöhte Biomasse-Regeneration nach dem Hochwasser schließen lässt. Bei der letzten Einspeisung im Oktober 2005 nähern sich die Retentionswerte wieder den ursprünglichen, vor dem Hochwasser gemessenen, Werten an. Dies könnte einerseits auf eine Stabilisierung der biotischen Lebensgemeinschaften und deren metabolischer Umsätze, andererseits aber auch auf eine reduzierte biotische Aktivität durch sinkende Temperaturen hindeuten.

Auch die statistischen Mittelwertvergleiche zeigen diese, wahrscheinlich durch das Hochwasser hervorgerufenen, Unterschiede zwischen den Einspeisungen aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Nährstoffen.

Der hyporheische Austausch und somit die Nährstoffretention im Hyporheal wird im Wienfluss hauptsächlich durch Änderungen im Wasserstand des Oberflächen- und Grundwassers kontrolliert.

Die Infiltration von Oberflächenwasser ins Grundwasser war im Untersuchungsgebiet auf einige wenige Stellen begrenzt. Durch die Versuche wurde zwar prinzipiell ein Potential der Sedimente zum Rückhalt von Nährstoffen festgestellt, ob dieses für die Gesamt-Retention jedoch bedeutend ist, wird aufgrund der geringen hydraulischen Anbindung bezweifelt.

7 Abstract

In this study the hydraulic connection between the surface water and the interstitial water as well as the hyporheic potential for nutrient retention were studied in the Wienfluss, a 5th order sandstone stream near the city of Vienna.

For this purpose five short term nutrient additions (nitrate, phosphat, ammonia) using bromide as a conservative tracer were conducted from July to October 2005.

Additional measurements of water exchange parameters (VHG, hydraulic conductivity, oxygen and conductivity) identified a downwelling site in the, so called, retention-basin 6. There all nutrient retention experiments were carried out. Nutrient retention coefficients, corrected for dillution, showed the highest hyporheic uptake efficiency for phosphat, followed by ammonia. Nitrate uptake was lowest and very unstable.

A flood in mid August caused serious alterations in vertical water exchange and nutrient retention. The higher water level lowered the connectivity between the surface and the hyporheic zone and increased the nutrient retention efficiency.

This reveals a strong correlation between nutrient uptake and water level.

The sediments at downwelling zones have, compared to literature, a mean potential for nutrient retention. But because of the heavily clogged sediments in the Wienfluss downwelling is restricted only to a few areas in the retention basin 6.

These results imply that the hyporheic zone does not considerably contribute to stream retention and that the benthic sediments and in-channel transient storage play a greater role in nutrient cycling.

8 Literatur

ACUÑA, V., TOCKNER, K. (2009): Surface-subsurface water exchange rates along alluvial river reaches control the thermal patterns in an Alpine river network, *Freshwater Biology*, 54: 306-320.

AMOROS, C., ROUX, A.L., REYGROBELLET, J.L. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems, *Regulated Rivers*, 1: 17-36.

BAKER, M.A., VERVIER, P. (2004): Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem, *Freshwater Biology*, 49: 181-190.

BARTL, E. (2001): Growth performance, mortality and habitat selection of rheophilic fish species, *Chondrostoma nasus* (LINNE 1758), in a newly restored riverine area, Diplomarbeit, Universität Wien, 112 Seiten.

BATTIN, T.J. (1999): Hydrologic flow path control dissolved organic carbon fluxes and metabolism in an alpine stream hyporheic zone, *Water Resources Research*, 35(10): 3159-3169.

BATTIN, T.J. (2000): Hydrodynamics is a major determinant of streambed biofilm activity: From the sediment to the reach scale, *Limnology & Oceanography*, 45(6): 1308-1319.

BATTIN, T.J., KAPLAN, L.A., FINDLAY, S., HOPKINSON, C.S., MARTI, E., PACKMAN, A.I., NEWBOLD, J.D., SABATER, F. (2008): Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks, *Nature Geoscience*, 1: 95-100.

BATTIN, T.J., SENGSCMITT, D. (1999). Linking sediment biofilms, hydrodynamics, and river bed clogging: Evidence from a large river, *Microbial Ecology*, 37: 185-196.

BESEMER, K., SINGER, G., LIMBERGER, R., CHLUP, A., HOCHEDLINGER, G.; HÖDL, I., BARANYI, C., BATTIN, T.J. (2007): Biophysical controls an community succession in stream biofilms, *Applied and Environmental Microbiology*, 73(15): 4966-4974, doi:10.1128/AEM.00588-07.

BOULTON, A.J. (2007): Hyporheic rehabilitation in rivers: Restoring vertical connectivity, *Freshwater Biology*, 52: 632-650.

BRUNKE, M., GONSER, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwaters, *Freshwater Biology*, 37: 1-33.

BUTTURINI, A., SABATER, F. (1998): Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream: hydrological versus temperature control, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1938-1945.

BUTTURINI, A., SABATER, F. (1999): Importance of tansient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream, *Freshwater Biology*, 41: 593-603.

CLILVERD H.M., JONES J.B.V JR, KIELLAND, K. (2008): Nitrogen retention in the hyporheic zone of a glacial river in interior Alaska, *Biogeochemistry*, 88: 31-46.

CRAIG, L.S., PALMER, M.A., RICHARDSON, D.C., FILOSO, S., BERNHARDT, E.S., BLED SOE, B.P., DOYLE, M.W., GROFFMAN, P.M., HASSET, B.A., KAUSHAL, S.S., MAYER, P.M., SMITH, S.M., WILCOCK, P.R. (2008): Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, doi:10.1890/070080.

DAHM, C.N., GRIMM, N.B., MARMONIER, P., VALLET, H.M., VERVIER, P. (1998): Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters, *Freshwater Biology*, 40: 427-451.

D'ANGELO, D.J., WEBSTER, J.R., GREGORY, S.V., MEYER, J.L. (1993): Transient storage in Appalachian and Cascade mountain streams as related to hydraulic characteristics, *Journal of the North American Benthological Society*, 12(3): 223-235.

DODDS, W.K., LOPEZ, A.J., BOWDEN, W.B., GREGORY, S., GRIMM, N.B., HAMILTON, S.K., HERSHEY, A.E., MARTI, E., MCDOWELL, W.H., MEYER, J.L., MORRAL, D., MULHOLLAND, P.J., PETERSON, B.J., TANK, J.L., VALETT, H.M., WEBSTER, J.R., WOLLHEIM, W. (2002): N uptake as a funktion of concentration in streams, *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2): 206-220.

DOLLAR, E.S.J., JAMES, C.S., ROGERS, K.H., THOMS, M.C. (2006): A framework for interdisciplinary understanding of rivers as ecosystems, *Geomorphology*, 89: 147-162.

DOYLE, M.W., STANLEY, E.H., HARBOR, J.M. (2003): Hydrogeomorphic controls on phosphorus retention in streams, *Water Resources Research*, 39(6): 1147, doi: 10.1029/2003WR002038.

DUFF, J.H., MURPHY, F., FULLER, C.C., TRISKA, F.J., HARVEY, J.W., JACKMAN, A.P. (1998): A mini drivepoint sampler for measuring pore water solute concentration in the hyporheic zone of a sandy-bottom stream, *Limnology & Oceanography*, 43(6): 1378-1383.

EDWARDS, R.T. (1998): The hyporheic zone, In: Naiman, R.J, Bilby, R.E. (Hrsg.): *River Ecology and Management*, New York, Springer-Verlag, 399-429.

ELWOOD, J.W., NEWBOLD, J.D., O'NEILL, R.V., VAN WINKLE, W. (1983): Resource spiralling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems, In: Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (Hrsg.): *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, MI, 3-27.

ENSIGN, S.H., DOYLE, M.W. (2005): In-channel transient storage and associated nutrient retention: Evidence from experimental manipulations, *Limnology & Oceanographie*, 50(6): 1740-1751.

FRANKEN, R.J., STOREY, R.G., WILLIAMS, D.D. (2001): Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream, *Hydrobiologia*, 444: 183-195.

GERGEL, S.E., CARPENTER, S.R., STANLEY, E.H. (2005): Do dams and levees impact nitrogen cycling? Simulating the effects of flood alterations on floodplain denitrification, *Global Change Biology*, 11: 1352-1367.

GRIBSHOLT, B., VEUGER, B., TRAMPER, A., MIDDELBURG, J.J., BOSCHER, H.T. (2009): Long-term ¹⁵N-nitrogen retention in tidal freshwater marsh sediment: Elucidating the microbial contribution, *Limnology & Oceanography*, 54(1): 13-22.

HALL, R.O., BERNHARDT, E.S., LIKENS, G.E. (2002): Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams, *Limnology & Oceanography*, 47: 255-265.

HARVEY, J.W., WAGNER, B.J. (2000): Quantifying hydrologic interactions between streams and their subsurface hyporheic zones, In: Jones, J.A. & Mulholland, P.J. (Hrsg.), *Streams and Ground Waters*, Academic Press, San Diego, 425 S.

HARVEY, J.W., WAGNER, B.J., BENCALA, K.E. (1996): Evaluating the reliability of the stream tracer approach to characterize stream-subsurface water exchange, *Water Resources Research*, 32: 2441-2451.

HEESTER, E.T., DOYLE, M.W., POOLE, G.C. (2009): The influence of in-stream structures on summer water temperatures via induced hyporheic exchange, *Limnology & Oceanography*, 54(1): 355-367.

HILL, A.R., LABADIA, C.F., SANMUGADAS, K. (1998): Hyporheic zone hydrology and nitrogen dynamics in relation to the streambed topography of a N-rich stream, *Biogeochemistry*, 42: 285-310.

JONES, J.B. & HOLMES, R.M. (1996): Surface-subsurface interactions in stream ecosystems, *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 239-242.

KAPLAN, L.A., NEWBOLD, J.D. (2000): Surface and subsurface dissolved organic carbon, In: Jones, J.A. & Mulholland, P.J. (Hrsg.), Streams and Ground Waters, Academic Press, San Diego, 425 Seiten.

KRONVANG, B., HOFFMAN, C.C., SVENDSEN, L.M., WINDOLF, J., JESEN, J.P., DØRGE, J. (1999): Retention of nutrients in river basins, *Aquatic Ecology*, 33: 29-40.

LEE, D. R., & CHERRY, J. (1978): A field exercise on groundwater flow using seepage meters and mini-piezometers, *Journal of Geological Education*, 27: 6-10.

LILLEBØ, A.I., MORAIS, M., GUILHERME, P., FONSECA, R., SERAFIM, A., NEVES, R. (2007) : Nutrient dynamics in Mediterranean temporary streams : A case study in Pardiela catchment (Degebe River, Portugal), *Limnologica*, 37: 337-348.

MAGISTRAT DER STADT WIEN - MA 45 (Hrsg.) (2001): Der neue Wienfluss – Natur und Technik im Einklang, 34 Seiten.

MARTI, E., GRIMM, N.B., FISHER, S.G. (1997): Pre- and post-flood retention efficiency of nitrogen in a Sonoran Desert stream, *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4): 805-819.

MARTI, E., SABATER, F. (1996): High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams, *Ecology*, 77(3), 854-869.

MATHEWS CASTRO, N., HORNBERGER, G.M. (1991): Surface-subsurface interactions in an alluviated mountain stream channel, *Water Resources Research*, 27(7): 1613-1621.

MCCAIN, M.E., BOYER, E.W., DENT, C.L., GERGEL, S.E., GRIMM, N.B., GROFFMAN, P.M., HART, S.C., HARVEY, J.W., JOHNSTON, C.A., MAYORGA, E., MCDOWELL, W.H., PINAY, G. (2003): Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems, *Ecosystems*, 6, 301-312.

MCCUTCHAN, J.H., SAUNDERS, J.F., LEWIS, W.M., HAYDEN, M.G. (2002): Effects of groundwater flux on open-channel estimates of stream metabolism, *Limnology & Oceanography*, 47(1): 321-324.

MORRICE, J.A., VALETT, H.M., DAHM, C.N., CAMPANA, M.E. (1997): Alluvial characteristics, groundwater-surface water exchange and hydrological retention in headwater stream, *Hydrological Processes*, 11: 253-267.

MULHOLLAND, P.J. (1996): Role in nutrient cycling in streams, In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Hrsg.), *Algal Ecology*, Academic Press, San Diego, 753 S.

MULHOLLAND, P.J., MARZOLF, E.R., WEBSTER, J.R., HART, D.R., HENDRICKS, S.P. (1997): Evidence that hyporheic zones increase heterotrophic metabolism and phosphorus uptake in forest streams, *Limnology & Oceanography*, 42(3): 443-451.

NEWBOLD, J.D., ELWOOD, J.W., O'NEILL, R.V., WINLÖE, W. (1981): Measuring nutrient spiralling in streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 860-863.

O'BRIEN, J.M., DODDS, W.K. (2008): Ammonium uptake and mineralization in prairie streams: chamber incubation and short-term nutrient addition experiments, *Freshwater Biology*, 53: 102-112.

PACKMAN, A.I., BATTIN, T.J., NEWBOLD, J.D. (2002): Challenges in ecohydraulics: Biophysicochemical Processes at the stream-subsurface interface, *Proceedings of the 5th International Conference on Hydroscience and Engineering*, Warschau, 18.-20. September 2002.

PACKMAN, A.I., MASHFIQUS, S. (2003): Relative roles of stream flow and sedimentary conditions in controlling hyporheic exchange, *Hydrobiologia*, 494: 291-297.

PETERSON, B.J., WOLLHEIM, W.M., MULHOLLAND, P.J., WEBSTER, J.R., MEYER, J.L., TANKS, J.L., MARTI, E., BOWDEN, W.B., VALLET, H.M., HERSHEY, A.E., MACDOWELL,

W.H., DODDS, W.K., HAMILTON, S.K., GREGORY, S., MORELL, D.J. (2001): Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams, *Science*, 292: 86-90.

PUSCH, M., FIEBIG, D., EISENMANN, H., ELLIS, B.K., KAPLAN, L.A., LOCK, M.A., NAEGELI, M.W., TRAUNSPURGER, W. (1998): The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters, *Freshwater Biology*, 40: 453-495.

RISGAARD-PETERSEN, N. (2003): Coupled nitrification-denitrification in autotrophic and heterotrophic estuarine sediments: On the influence of benthic microalgae, *Limnology & Oceanographie*, 48(1): 93-105.

ROMANI, A.M., BUTTURINI, A., SABATER, F., SABATER, S. (1998): Heterotrophic metabolism in a forest stream sediment: surface versus subsurface zones, *Aquatic Microbial Ecology*, 16: 143-151.

RYAN, R.J., BOUFADEL, M.C. (2006): Influence of streambed hydraulic conductivity on solute exchange with the hyporheic zone, *Environmental Geology*, 51: 203-210.

SALEHIN, M., PACKMAN, A.I., PARADIS, M. (2004): Hyporheic exchange with heterogeneous streambeds: laboratory experiments and modeling, *Water Resource Research*, 40, W11504, DOI: 10.1029/2003WR002567.

SCHÄLCHLI, U. (1992): The clogging of coarse gravel river bed by fine sediments, *Hydrobiologia*, 235/236: 189-197.

SEITZINGER, S.P., STYLES, R.V., BOYER, E.W., ALEXANDER, R.B., BILLEN, G., HOWARTH, R.W., MAYER, B., VAN BREEMAN, N. (2002): Nitrogen retention in rivers: model development and application in watersheds in the northeastern USA, *Biogeochemistry*, 57/68: 199-237.

SOLORZANO, L. (1969): Determination of ammonia in natural waters by phenolhypochloride method, *Limnology and Oceanography* 14: 799-801.

STANLEY, D.W., & HOBIE, J.E. (1981): Nitrogen recycling in a North Carolina coastal river, *Limnology & Oceanography*, 26: 30-42

STARMÜHLNER. F., ASCHENBRENNER, L. (RED.) (1974): *Naturgeschichte Wiens in 4 Bänden, Band 4 (Großstadtlandschaft, Randzone und Zentrum)*, Jugend und Volk Verlagsgesellschaft, Wien, München, Seite 16-19.

STREAM SOLUTE WORKSHOP (1989): Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems, *Journal of the North American Benthological Society*, 9(2): 95-119

STOFLETH, J.M., SHIELDS, F.D., FOX, G.A. (2007): Hyporheic and total transient storage in small, sand-bed streams, *Hydrological Processes*, 22, 1885-1894.

THOMAS, S.A., VALETT, H.M., WEBSTER, J.R., MULHOLLAND, P.J. (2003): A regression approach to estimating reactive solute uptake in advective and transient storage zones of stream ecosystems, *Advances in Water Resources*, 26: 965-976.

TRISKA, F.J., KENNEDY, V.C., AVANCINO, R.J., ZELLWEGER, G.W., BENCALA, K.E. (1989): Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwest California: Hyporheic processes, *Ecology*, 70(6): 1893-1905.

VALETT, H.M., DAHM, C.N., CAMPANA, M. E., MORRICE, J.A., BAKER, M.A., FELLOWS, C.S. (1997): Hydrologic influences on groundwater-surface water ecotones: heterogeneity in nutrient composition and retention, *North American Benthological Society*, 16(1): 239-247.

VALETT. H.M., FISHER, S.G., GRIMM, N.B., CAMILL, P. (1994): Vertical hydrologic exchange and ecological stability of a desert stream ecosystem, *Ecology*, 75(2): 548-560.

VALETT, H. M., MORRICE J. A.; DAHM, J. N. (1996): Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams, *Limnology and Oceanography* 41(2): 333-345.

VERVIER, P., GIBERT, J., MARMONIER, P., DOLE-OLIVIER, M. (1992): A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone, *Journal of the North American Benthological Society*, 11(1): 93-102.

WALLNER, S. (2006): Nutrient retention within the hyporheic zone of a low order sandstone stream (Weidlingbach), Diplomarbeit , Universität Wien, 58 Seiten.

WALLNER, S., WEIGELHOFER, G., WARINGER, J. (2008): Nutrient retention within the hyporheic zone of a low order sandstone stream (Weidlingbach, Lower Austria), *Large Rivers*, 18: 329-349.

WEIGELHOFER, G. (2002): The hyporheic zone: A neglected interface in low order sandstone streams, Dissertation, Universität Wien, 43 Seiten.

WEIGELHOFER, G., ZORNIG, H., HEIN, T. (2005): Hydrochemie, Schwebstoffdynamik und organische Pools unter Berücksichtigung der Funktion des Hochwasserschutzes in den Wienfluss-Retentionsbecken, Jahresbericht 2005. Studie im Auftrag der Gemeinde Wien MA 45.

WILCOCK, R.J., SCARSBROOK, M.R., COSTLEY, K.J., NAGELS, J.W. (2002): Controlled release experiments to determine the effects of shade and plants on nutrient retention in a lowland stream, *Hydrobiologia*, 485: 153-162.

LEBENS LAUF:

Persönliche Daten:

Name	Jennifer Fuchsberger
Geboren am	16.10.1980
Geburtsort:	Krems/Donau
Eltern:	Walter Fuchsberger, Brigitte Fuchsberger

Ausbildung:

1987 - 1991	Volksschule Langenlois
1991 - 1995	BRG Rechte Kremszeile
1995 - 1999	BORG Krems, Schwerpunkt Musikerziehung
Okt. 1999	Beginn des Diplomstudiums Biologie an der Universität Wien
Okt. 2002	Abschluss des 1. Studienabschnittes
Dez. 2002	Beginn des 2. Studienabschnitts im Studienzweig Ökologie mit Diplomfach Limnologie
2003 – 2005	Absolvierung des Wahlfaches Umweltökonomie an der Wirtschaftsuniversität Wien
April 2005	Übernahme des Diplomarbeitsthemas
Nov. 2006	Abschluss des 2. Studienabschnitts