



EUROPEAN TERRITORIAL CO-OPERATION  
AUSTRIA-CZECH REPUBLIC 2007-2013  
Gemeinsam mehr erreichen. Společně dosáhneme více.

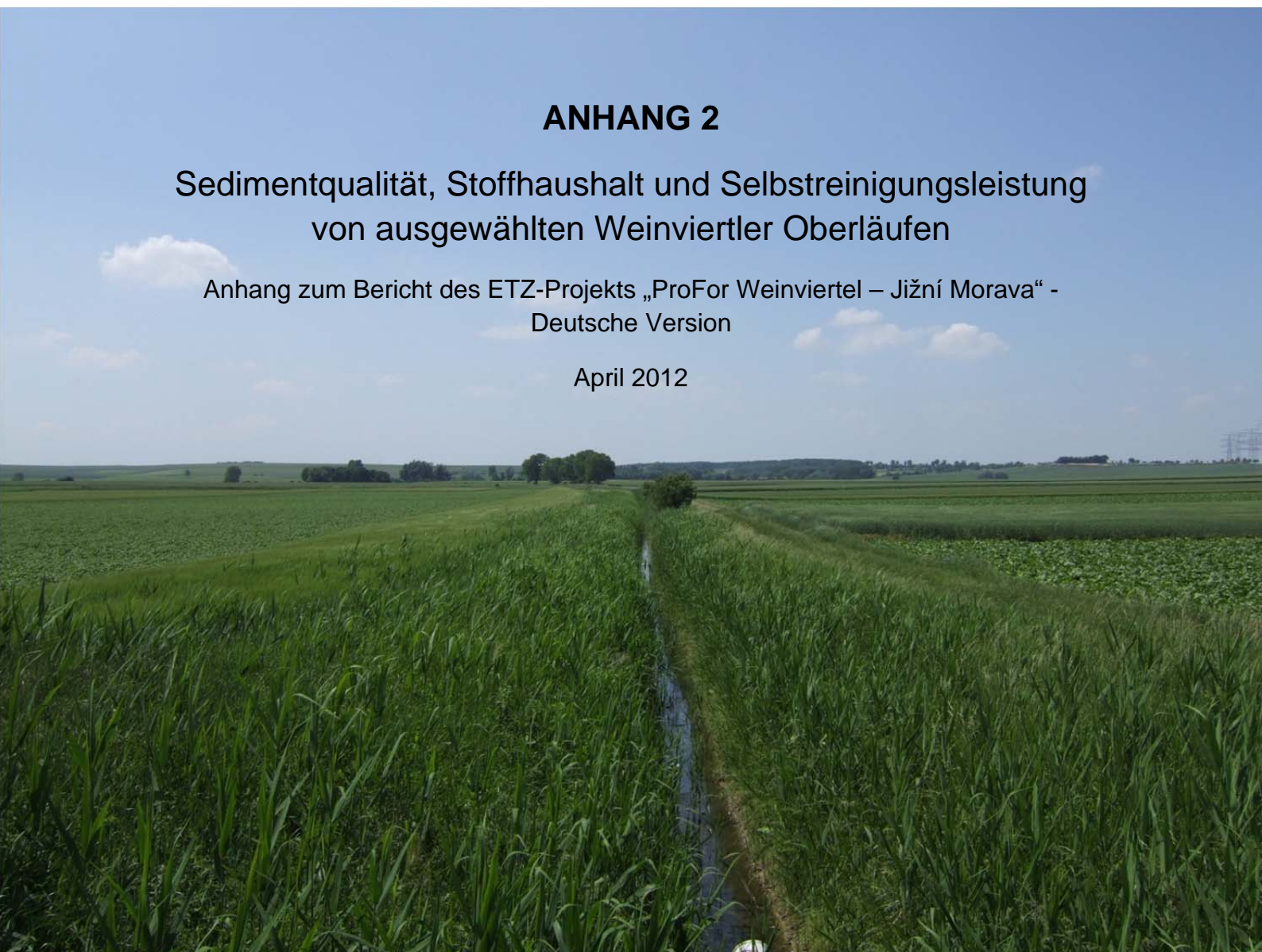


## ANHANG 2

### Sedimentqualität, Stoffhaushalt und Selbstreinigungsleistung von ausgewählten Weinviertler Oberläufen

Anhang zum Bericht des ETZ-Projekts „ProFor Weinviertel – Jižní Morava“ -  
Deutsche Version

April 2012



EUROPEAN UNION  
European Regional  
Development Fund



lebensministerium.at

**Auftraggeber:**

Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft

**Finanzierung:**

Europäische Union aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung

Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft

BMLFUW

**Auftragnehmer:**

WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH; [www.wcl.ac.at](http://www.wcl.ac.at)

Technische Universität Wien, Inst. f. Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft; [www.tuwien.ac.at/iwag](http://www.tuwien.ac.at/iwag)

Universität für Bodenkultur Wien, Inst. f. Hydrobiologie und Gewässermanagement; [www.boku.ac.at/ihg](http://www.boku.ac.at/ihg)

**ETZ-Partner:**

Wasserwirtschaftliches Forschungsinstitut T.G.M. Brno, CZ

**Autorinnen und Autoren:**

Gabriele Weigelhofer, Jennifer Fuchsberger, Christine Gaitzenauer, Bernadette Teufl, Thomas Hein

WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH

## Inhalt

0	Zusammenfassung .....	4
1	Einleitung und Zielsetzung .....	6
2	Untersuchungsstrecken und Gewässertypen .....	7
3	Sedimentqualität.....	10
3.1	Methode .....	10
3.2	Ergebnisse .....	10
3.3	Schlussfolgerungen.....	13
4	Sauerstoffverbrauch im Sediment .....	15
4.1	Methode .....	15
4.2	Ergebnisse .....	15
4.3	Schlussfolgerungen.....	16
5	Boden der Uferböschungen und Sedimenteintrag.....	18
5.1	Methode .....	18
5.2	Ergebnisse .....	18
5.3	Schlussfolgerungen.....	23
6	Selbstreinigungseistung und Nährstoffaufnahme bzw. –abgabe aus dem Sediment .....	24
6.1	Methoden .....	24
6.2	Ergebnisse .....	25
6.3	Schlussfolgerungen.....	27
7	Quellen.....	29

## 0 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht stellt eine Zusammenfassung der Ergebnisse über den Nährstoffhaushalt und die Selbstreinigungsleistung der Weinviertler Gewässeroberläufe dar. Die Untersuchungen wurden vom WasserCluster Lunz im Rahmen des ETZ-Projekts ProFor zwischen 2009 und 2011 durchgeführt. Der Bericht enthält Daten zur Wasser- und Sedimentqualität ausgewählter Gewässer, zur Bodenchemie der Böschungen, zu Nährstoffaufnahmeversuchen im Freiland und zu Laborversuchen über Sauerstoffzehrung im Sediment und über die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment.

- Die Sedimente der Weinviertler Gewässeroberläufe sind durch Bodeneinträge aus dem umliegenden Ackerland massiv beeinträchtigt. Sie weisen eine geringe Korngröße, hohe Gehalte an Nährstoffen und organischem Material und eine schlechte Sauerstoffversorgung auf.
- Durchgehende Ufergehölzsäume und ein heterogenes Bachbett wirken sich generell positiv auf die Sedimentstruktur und –qualität aus. Die Wirkung ist jedoch lokal begrenzt (keine Strahlwirkung in stromabwärts liegende Bereiche).
- Strecken mit dichtem Schilfbewuchs im Bachbett wirken als Sedimentfallen für eingetragenes Bodenmaterial und weisen die schlechteste Sedimentqualität von allen Strecken auf.
- Der Sauerstoffverbrauch im Sediment ist generell sehr hoch. Er steigt mit zunehmendem Gehalt an Nährstoffen und organischem Material, abnehmender Korngröße und steigenden Wassertemperaturen. Der hohe Sauerstoffverbrauch resultiert in einer unzureichenden Sauerstoffversorgung der Sedimente sowie in teilweise zehrenden Bedingungen in der Wassersäule, was ein Überleben anspruchsvoller Bachorganismen unmöglich macht.
- Sowohl die Ufervegetation als auch die Umlandnutzung beeinflussen den Eintrag an Nährstoffen und Ackerboden aus dem Umland. Saisonale Unterschiede in den Nährstoffkonzentrationen der Uferböschungen zeigen den Einfluss von Düngung und Pflügen. Die Menge der Nährstoffe im dahinterliegenden Feld steht in direktem Zusammenhang zu den Nährstoffkonzentrationen in der jeweiligen Böschung.
- Ab der Böschungskante kommen die unterschiedliche Ufervegetation und deren Rückhaltefähigkeit zum Tragen. Hier scheinen nach den Untersuchungen dichte

monotone Schilf- und Grasbestände zumindest während der Vegetationsperiode eine bessere Rückhalteleistung aufzuweisen als Ufergehölzsäume.

- Die Selbstreinigungskraft der Weinviertler Bäche ist aufgrund des Überangebots an Nährstoffen und der Strukturarmut stark herabgesetzt. Naturnahe und restrukturierte Strecken mit einem strukturreichen Bachbett und durchgehenden Ufergehölzsäumen weisen eine deutlich bessere Selbstreinigungsleistung auf als kanalisierte Strecken und Schilfstrecken.
- Die Rücklösung von Ammonium und Phosphat aus dem Sediment kann potentiell die Nährstoffaufnahme übersteigen. Das zeigt, dass das Sediment einen internen Nährstoffspeicher darstellt, der dann wirksam wird, wenn sämtliche punktuellen Belastungen beseitigt worden sind (z.B. durch Optimierung der Kläranlagen, Beseitigung von Regenüberläufen, etc.).

Empfehlungen für das Management:

Der Eintrag an Nährstoffen und Ackerboden aus dem Umland stellt eine massive Belastung der Bäche dar, die sich in einem schlechten stofflichen Zustand auswirken. Obwohl sich restrukturierte Strecken mit Ufergehölzsäumen generell positiv auf die Sedimente auswirken, muss beim Rückbau kanalisierte Strecken unbedingt beachtet werden, dass eine Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit zu einer verstärkten Absetzung von Feinsediment führen kann. Restrukturierungsmaßnahmen sollten daher unbedingt mit Maßnahmen im Umland zur Reduktion der Bodeneinträge in die Gewässer einhergehen, um die Feinsedimentbelastung zu verringern.

Für ein verbessertes Sauerstoffregime in den Bächen sind niedrigere Wassertemperaturen durch stärkere Beschattung, größere Korngrößen durch eine erhöhte Strukturvielfalt und geringere Nährstoffgehalte durch Reduktion der Einträge aus dem umliegenden Ackerland notwendig.

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Der vorliegende Bericht stellt eine Zusammenfassung der Ergebnisse über den Nährstoffhaushalt und die Selbstreinigungsleistung der Weinviertler Gewässeroberläufe dar. Die Untersuchungen wurden vom WasserCluster Lunz im Rahmen des Projekts ProFor zwischen 2009 und 2011 durchgeführt. Der Bericht enthält Daten zur Wasser- und Sedimentqualität ausgewählter Gewässer, zur Bodenchemie der Böschungen, zu Nährstoffaufnahmeversuchen im Freiland und zu Laborversuchen über Sauerstoffzehrung im Sediment und über die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment.

Im Zuge dieser Untersuchungen standen folgende Fragen im Mittelpunkt:

Besteht ein Zusammenhang zwischen der Gewässergestalt und der Sedimentqualität der Weinviertler Bäche? Wirkt sich ein strukturreiches Bachbett positiv auf die Sedimentqualität und –struktur aus? Falls ja, kann diese Verbesserung auch stromab der strukturreichen Stelle beobachtet werden (Strahlwirkung)? Ist eine Saisonalität in der Sedimentchemie zu bemerken und weist diese auf die Bewirtschaftung des Umlands hin?

Wie wirkt sich die Gewässergestalt auf den Nährstoffrückhalt und das Selbstreinigungspotential der betroffenen Gewässer aus? Besitzen bewaldete, strukturreiche Abschnitte ein höheres Selbstreinigungspotential als kanalisierte Strecken? Wenn ja, wovon hängt das ab?

Wie hoch ist die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment im Vergleich zur Aufnahme? Wie hoch ist der Sauerstoffverbrauch im Sediment und hängt dieser von der Sedimentbeschaffenheit ab?

Können Uferböschungen Nährstoffe aus dem Umland zurückhalten? Wenn ja, welche Böschung weist den höchsten Rückhalt auf?

Welche Schlussfolgerungen können aus den Ergebnissen der Studie für das Gewässermanagement von nährstoffbelasteten Kleingewässern in landwirtschaftlichen Gebieten gezogen werden?

## 2 Untersuchungsstrecken und Gewässertypen

Da der Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen auf den Gesamtzustand der Gewässer untersucht werden sollte, wurden Gewässer mit unterschiedlichen strukturellen Ausstattungen als Standorte ausgewählt. Im Hinblick auf die historischen Referenzbedingungen und den gegenwärtigen Zustand der Weinviertler Gewässer wurden vier unterschiedliche Gewässertypen identifiziert, die unten näher beschrieben werden. Für jeden Typus wurden mehrere Gewässerstrecken ausgewählt, in denen an jeweils 200 m langen repräsentativen Abschnitten die Gewässergestalt, die Wasserqualität, die Sedimentqualität und der Nährstoffrückhalt untersucht wurden. In Summe wurden zwischen 2009 und 2011 7 Gewässer mit 11 Abschnitten näher untersucht.

### **Waldtyp:**

Dieser Gewässertyp ist gekennzeichnet durch einen mäandrierenden Lauf, ein geringes Gefälle und einen mehrreihigen geschlossenen naturnahen Gehölzsaum bzw. Naturwald entlang des Ufers. Das Gewässerbett ist vielseitig gestaltet, flache und tiefe Zonen wechseln sich ab, Totholzansammlungen und Wurzelsäume bieten zusätzliche Strukturen.

### **Standorte:**

Hipplesbach zwischen Helfens und Hipplès (WHi; 16°24'24" O, 48°30'41" N)

Hornsburgbach unterhalb der Ortschaft Hornsburg (WHo; 16°24'04" O, 48°27'12" N)

Herbertsbrunngraben nahe der Quelle (Hbb I, 16°42' E, 48°40' N)



## Renaturierte Strecken oder Strecken mit Erhaltungsmaßnahmen:



Dieser Typ entspricht in seiner Gewässergestalt weitestgehend dem Waldtyp, wurde aber durch Renaturierungs- oder Erhaltungsmaßnahmen künstlich dahingehend verändert und ist somit nicht natürlichen Ursprungs.

Standorte:

Stronsdorfer Graben unterhalb der Ortschaft Stronsdorf (RSt; 16°17'31" O, 48°39'48" N)

Stützenhofner Graben im Fasangarten (Stu I, 16°43' E, 48°44' N)

## Kanaltyp:

Dieser Gewässertyp ist gekennzeichnet durch seinen geraden Verlauf, sein größeres Gefälle und ein steiles trapezförmiges Profil. Die Böschung ist von Krautigen oder Schilf bewachsen, das Bachbett eingetieft und strukturarm.

Standorte:

Herrnbaumgartner Graben unterhalb der Ortschaft Herrnbaumgarten (KHe; 16°45'38" O, 48°41'03" N)

Mühlbach oberhalb von Steinebrunn (KMü; 16°39'56" O, 48°44'26" N)

Stützenhofner Graben unterhalb des Fasangartens (KSt; 16°39'31" O, 48°44'39" N)

Herbertsbrunngraben unterhalb Hbb I (Hbb II, 16°43' E, 48°40' N)





**Schilftyp:**

Der Schilftyp hat ebenfalls einen gestreckten Gewässerverlauf. Das Bachbett ist verbreitert und von den Rändern her mit Schilf bewachsen, nur in der Mitte bleibt eine schmale Fließrinne frei. Durch den Bewuchs kommt es zum verstärkten Rückhalt von Feinsediment im Gewässerbett.

**Standorte:**

Herrnbaumgartner Graben (SHe; 16°44'19" O, 48°41'21" N)

Stronsdorfer Graben unterhalb der Kläranlage (SSt; 16°17'05" O, 48°40'20" N)



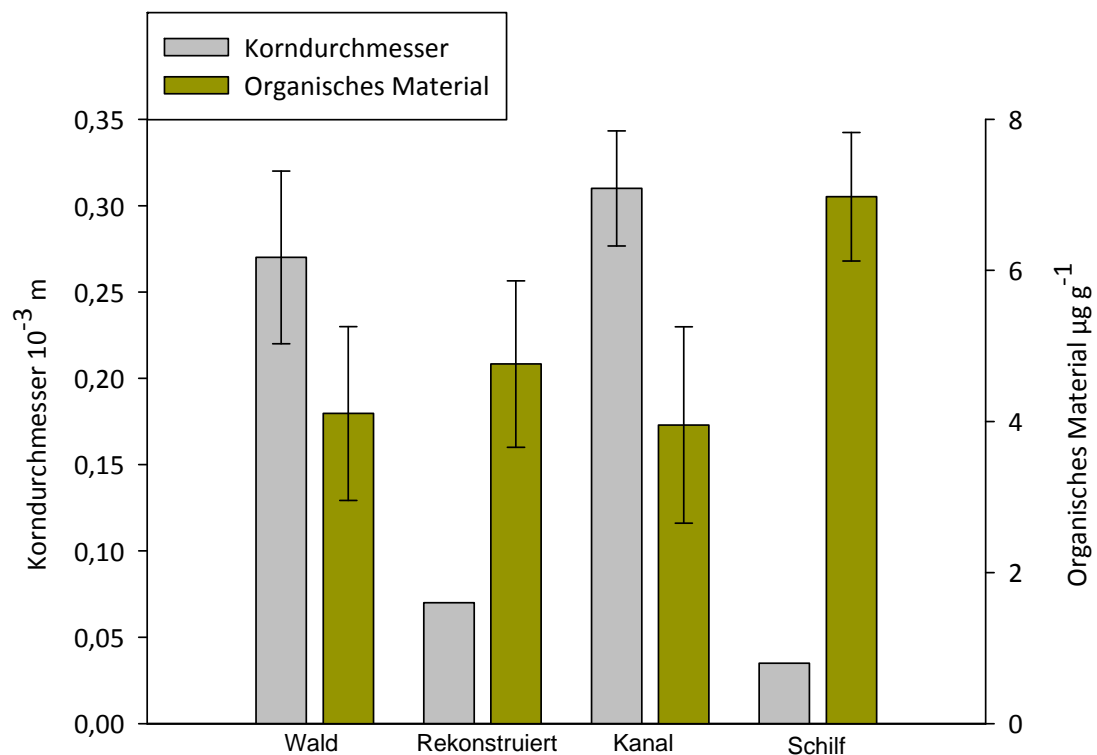
### 3 Sedimentqualität

#### 3.1 Methode

Zwischen April und Oktober 2010 wurden am Ende jedes Abschnitts zwischen 20 und 40 Sedimentproben bis zu einer Tiefe von 10 cm mittels eines Sedimentcorers mit 5 cm Durchmesser entnommen und hinsichtlich Korngrößenverteilung, Gehalt an organischem Material, Totalphosphor, anorganisch gebundenem Phosphor, Nitrat, Nitrit, Ammonium und Orthophosphat analysiert.

#### 3.2 Ergebnisse

Generell war das Bachsediment an allen Untersuchungsstrecken sehr fein (**Tab.1, Abb. 1**). Der mittlere Korndurchmesser betrug zwischen 30 und 400  $\mu\text{m}$ , das entspricht dem lehmigen bis sandigen Bereich. Grobkörnigeres kiesiges Substrat wurde stellenweise in den Kanal- und Waldstrecken gefunden. Die geringsten Korngrößen wurden in den Schilfstrecken gemessen. Dort erreichten die Feinsedimentauflagen eine Mächtigkeit von über 0,5 m.



**Abbildung 1:** Korngröße und organisches Material im Sediment der unterschiedlichen morphologischen Typen. Darstellung: Mittelwert und Standardabweichung.

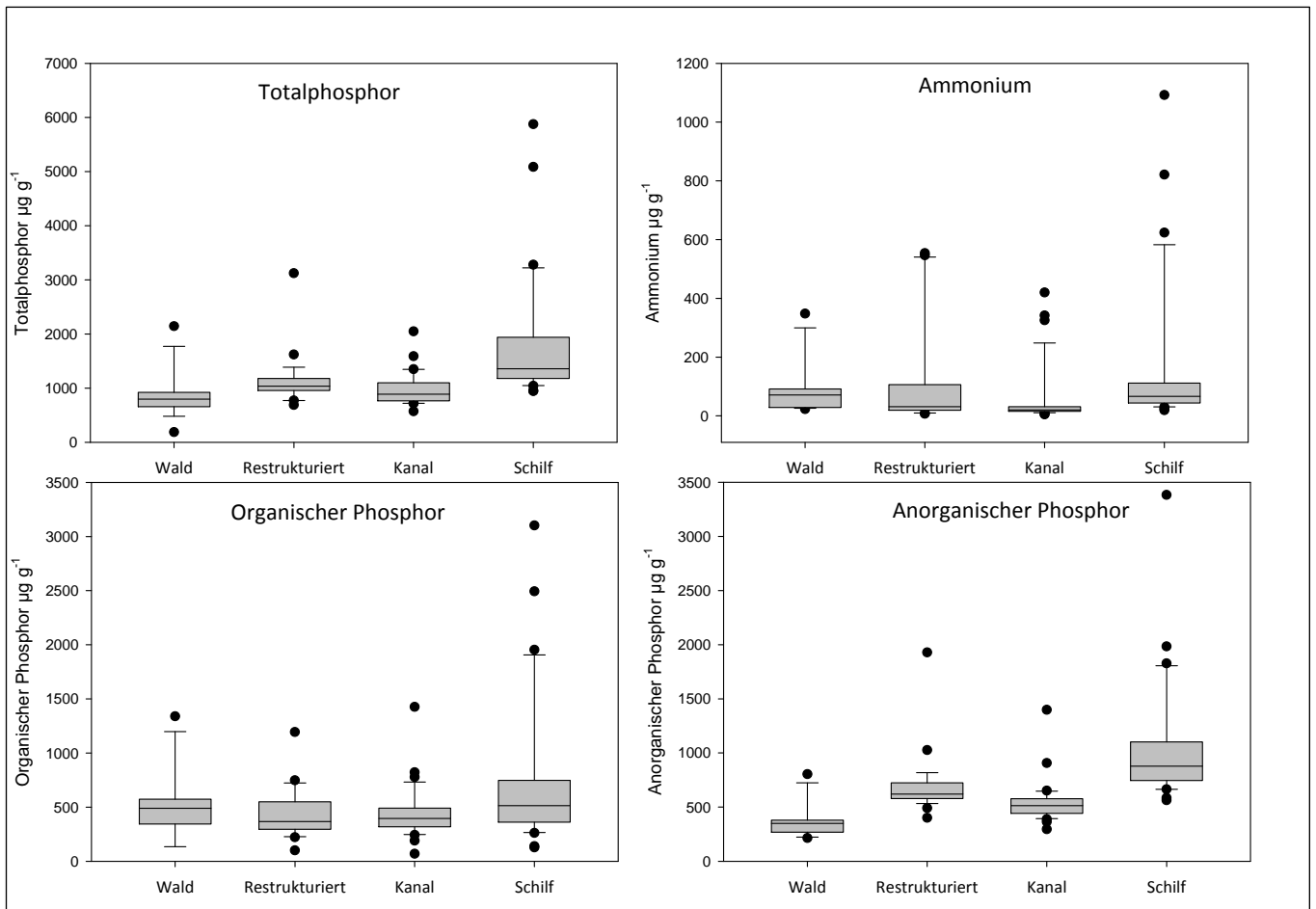
**Tabelle 1:** Sedimentqualität ausgewählter Weinviertler Gewässer. Darstellung: Mittelwert plus Standardabweichung in Klammern, POP = partikulärer organischer Phosphor, PIP = partikulärer anorganischer Phosphor, N-NO<sub>3</sub> = Nitrat, N-NH<sub>4</sub> = Ammonium, Q<sub>50</sub> = mittlerer Korndurchmesser, OM = organisches Material.

Gewässer	Art	Sediment					
		POP µg g <sup>-1</sup>	PIP µg g <sup>-1</sup>	N-NO <sub>3</sub> µg g <sup>-1</sup>	N-NH <sub>4</sub> µg g <sup>-1</sup>	Q <sub>50</sub> 10 <sup>-3</sup> m	OM µg g <sup>-1</sup>
Hipplesbach WHi	Wald	311,9 (180)	402,7 (143)	2,85 (3,1)	205,0 (218)	0,10 (0,1)	4,94 (1,7)
Hornsburgbach WHo	Wald	253,4 (118)	331,6 (45)	3,46 (2,4)	194,5 (112)	0,44 (0,0)	3,27 (0,6)
Stronsdorfer Graben RSt	Rekon- struiert	350,1 (112)	630,5 (99)	1,53 (1,7)	162,8 (206)	0,07 (0,0)	4,76 (1,1)
Herrnbaumgartner Graben KHe	Kanal	387,3 (150)	610,4 (247)	1,03 (1,3)	17,4 (4)	0,04 (0,0)	4,82 (1,1)
Mühlbach KMü	Kanal	384,7 (135)	447,7 (94)	1,65 (1,4)	172,3 (155)	0,42 (0,0)	2,38 (0,3)
Stützenhofner Graben KSt	Kanal	320,2 (75)	400,8 (118)	1,07 (1,4)	124,1 (148)	0,47 (0,1)	4,66 (2,5)
Herrnbaumgartner Graben SHe	Schilf	402,7 (151)	775,4 (143)	0,84 (0,9)	74,3 (57)	0,03 (0,0)	5,57 (0,4)
Stronsdorfer Graben SSt	Schilf	689,6 (391)	940,7 (284)	5,08 (4,9)	209,4 (283)	0,04 (0,0)	8,38 (1,3)

Die Sedimente wiesen einen hohen organischen Gehalt auf. Der organische Gehalt war in den Schilfstrecken am höchsten, was auf eine verstärkte Sedimentation von erodiertem Pflanzenmaterial und Ackerboden hinweist (**Abb. 1**).

In den meisten Gewässern kam es bereits nach wenigen Zentimetern Tiefe zur Sauerstofffreiheit, was an der tiefschwarzen Färbung und dem schwefeligen Gestank zu erkennen ist. Während die Kanal- und Waldstrecken erst ab ca. 10 cm eine sauerstofffreie Zone aufwiesen, waren die Sedimente der Schilfstrecken bereits in einer Tiefe von 1 cm großflächig ohne Sauerstoff.

Der Nitrat- und Orthophosphatgehalt im Sediment war sehr gering und lag meist unter 10 µg/g Sediment (**Abb. 2**). Im Gegensatz dazu waren die Ammoniumkonzentrationen sehr hoch (bei 100 µg/g im Mittel), wobei die Schilfstrecken die höchsten Werte aufwiesen.

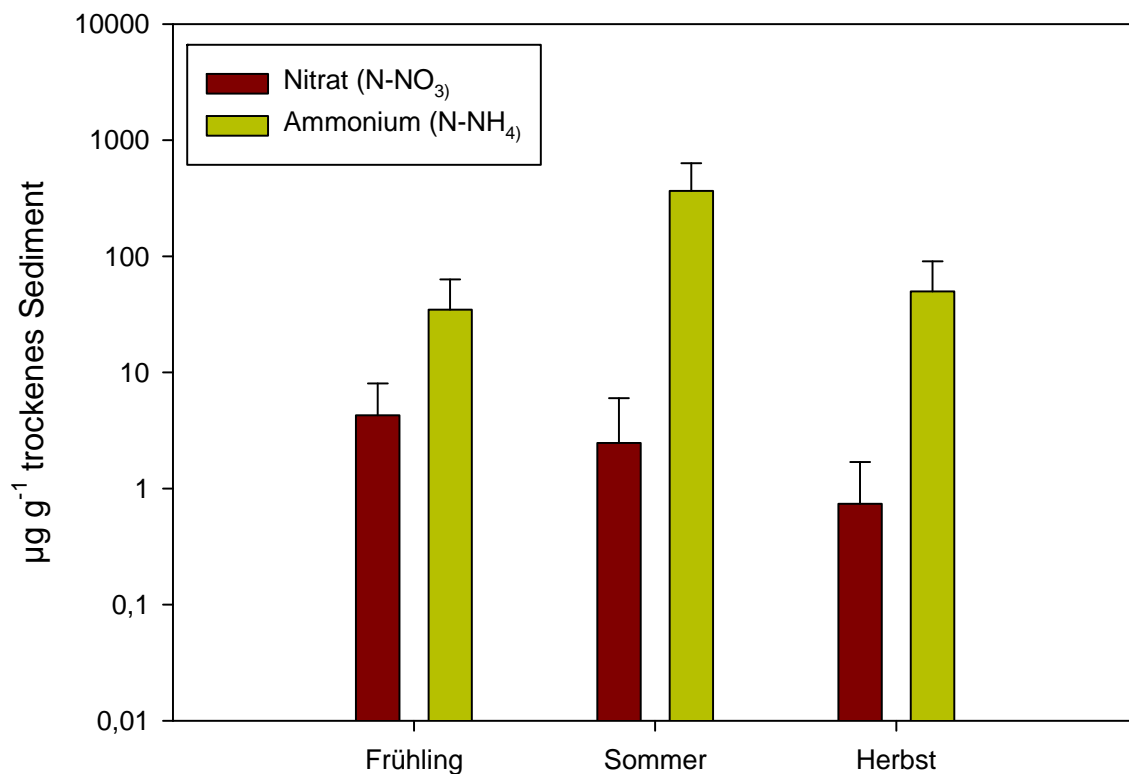


**Abbildung 2:** Nährstoffgehalte in den Sedimenten der unterschiedlichen Gewässertypen. Darstellung: Nährstoffkonzentrationen in  $\mu\text{g}$  pro  $\text{g}$  Trockensediment auf der y-Achse; Boxplot: Median = mittlere Linie, 25% bzw. 75% Quartillen = Box, 10% bzw. 90% Quartillen = Antennen, Ausreißer = Punkte.

Die Konzentrationen der beiden Stickstofffraktionen Nitrat und Ammonium im Sediment zeigten ein komplett umgekehrtes Verteilungsmuster zu den Konzentrationen im Wasser, nämlich einen Überschuss an Ammonium und ein Fehlen von Nitrat. Das deutet darauf hin, dass in den sauerstofffreien Sedimentschichten Nitrat teilweise durch Denitrifikation abgebaut und teilweise durch Bakterien zu Ammonium umgewandelt wird. Ebenso könnte die Anhäufung von Ammonium durch den Abbau von organischem Material ohne nachfolgende Nitrifikation erfolgen. Auf alle Fälle weisen die Konzentrationsmuster auf intensive Stoffwechselprozesse im Sediment und – im Gegensatz zu mit Sauerstoff gut versorgten Sedimenten – auf einen teilweise unvollständigen Abbau des organischen Materials hin.

In den Kanal- und Waldstrecken wurden Totalphosphormengen von 0,5 – 1 mg/g Sediment gefunden, in den Schilfstrecken sogar 1 – 2 mg/g, wobei die Unterschiede hauptsächlich durch den anorganischen Phosphor bedingt waren (**Abb. 2**). Hier waren die Werte in den Schilfstrecken doppelt so hoch wie in den Waldstrecken. Beim organischen Phosphor waren die Unterschiede geringer, die Werte lagen zwischen 250 und 690 µg/g Sediment.

Im Jahresverlauf waren Konzentrationsunterschiede zu beobachten, die auf den Eintrag von Dünger hinweisen (**Abb. 3**). Die höchsten Nitrat- und Ammoniumwerte wurden im Frühling gemessen. Das deckt sich mit der Stickstoffdüngung der Böden im März-April.



**Abbildung 3:** Saisonale Änderungen der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Sediment. Darstellung: Mittelwerte und Standardabweichung in µg pro g trockenes Sediment (logarithmische Skalierung der y-Achse beachten).

### 3.3 Schlussfolgerungen

Im Gegensatz zur Wasserqualität wird die **Sedimentqualität von der Gewässergestalt deutlich beeinflusst**. Fehler! Verweisquelle konnte nicht

**gefunden werden..** Die Gewässertypen unterschieden sich voneinander vor allem im Feinsediment- und im Phosphorgehalt. In den Schilfstrecken wurde deutlich mehr Feinsediment abgelagert und daher waren die Belastungen durch Nährstoffe und organisches Material dort am höchsten. Struktureiche Waldstrecken, aber auch Kanalstrecken mit ihrem höheren Durchfluss, wiesen häufig ein gröberes Sediment mit besserer Sauerstoffversorgung und geringeren Nährstoffgehalten auf.

Beim Rückbau von kanalisierten Strecken mit Laufverlängerung durch Mäandrierung kommt es im Allgemeinen zu einer Verminderung der Strömungsgeschwindigkeiten. Bei den derzeit hohen Einträgen an erodiertem Ackerboden könnte dies zu einer verstärkten Absetzung von Feinsediment und damit zu einer Verschlechterung der Sedimentverhältnisse führen. Restrukturierungsmaßnahmen müssen daher unbedingt mit einer Reduktion der Bodeneinträge in die Gewässer einhergehen.

In Bezug auf die Sedimentqualität konnte **keine bzw. nur eine geringe Strahlwirkung** beobachtet werden: Unmittelbar unterhalb von Strecken mit verbesserter Sedimentstruktur wiesen die Sedimente denselben Zustand auf wie oberhalb der Strecken.

- Die Sedimente der Weinviertler Gewässeroberläufe sind durch Bodeneinträge aus dem umliegenden Ackerland beeinträchtigt. Sie weisen eine geringe Korngröße, hohe Gehalte an Nährstoffen und organisches Material und eine schlechte Sauerstoffversorgung auf.
- Durchgehende Ufergehölzsäume und ein heterogenes Bachbett wirken sich positiv auf die Sedimentstruktur und –qualität aus. Die Wirkung ist jedoch lokal begrenzt (keine Strahlwirkung).
- Strecken mit dichtem Schilfbewuchs im Bachbett wirken als Sedimentfallen und weisen die schlechteste Sedimentqualität auf.
- Beim Rückbau kanalisierten Strecken ist zu beachten, dass eine Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit zu einer verstärkten Absetzung von Feinsediment führen kann, wenn die Restrukturierung nicht mit Maßnahmen zur Reduktion der Bodeneinträge in die Gewässer einhergehen.

## **4 Sauerstoffverbrauch im Sediment**

Lebensgemeinschaften aus Algen, Bakterien und Pilzen überziehen im Gewässer sämtliche Oberflächen und spielen eine wichtige Rolle im Nährstoffkreislauf von Gewässern. Sie können Nährstoffe aufnehmen, umwandeln, für eine gewisse Zeit fixieren und wieder abgeben. Grundsätzlich unterscheidet man bei den stattfindenden Prozessen dabei zwischen der Primärproduktion durch Algen (Aufbau von organischem Material unter Sauerstoffproduktion) und der mikrobielle Produktion (Abbau von organischem Material unter Sauerstoffverbrauch). Werden viele organische Stoffe in den Sedimenten abgelagert, so ist die mikrobielle Produktion hoch und der Sauerstoff wird aus dem System entfernt. Die Sauerstoffabnahme in abgeschlossenen Sedimentproben liefert somit Informationen darüber, wie stark ein Gewässer mit abbaubaren Stoffen belastet ist (vgl. Biologischer Sauerstoffbedarf BSB<sub>5</sub> in der Wasserrahmenrichtlinie).

### **4.1 Methode**

Im Oktober 2010 wurde in 3 Gewässern (Hipplesbach, Stronsdorfer Graben, Stützenhofner Graben) der Sauerstoffverbrauch der Sedimente unter Laborbedingungen ermittelt. Dazu wurden jeweils 5 g nasses Sediment entnommen und im Labor mit 50 ml Wasser aus dem jeweiligen Gewässer in luftdichten Gefäßen für 48 h Stunden ausgesetzt. Die Proben wurden die ganze Zeit leicht geschüttelt und alle 4-5 Stunden wurde die Sauerstoffkonzentration im Wasser gemessen, um die Sauerstoffabnahme über die Zeit zu ermitteln. Um den Einfluss der Temperatur auf den Sauerstoffverbrauch zu ermitteln, und die natürliche Temperaturspanne in den Weinviertler Gewässern abzudecken, wurde der Versuch bei drei verschiedenen Temperaturen (10°C, 18°C, 26°C) parallel durchgeführt.

### **4.2 Ergebnisse**

Verglichen mit unbelasteten Gewässern war der Sauerstoffverbrauch mit durchschnittlich 10 g O<sub>2</sub> pro m<sup>2</sup> und Tag sehr hoch. Ausschlaggebend dafür sind wohl die hohen Konzentrationen an Nährstoffen und organischem Material im Sediment sowie die kleinen Korngrößen, welche eine große Oberfläche zur

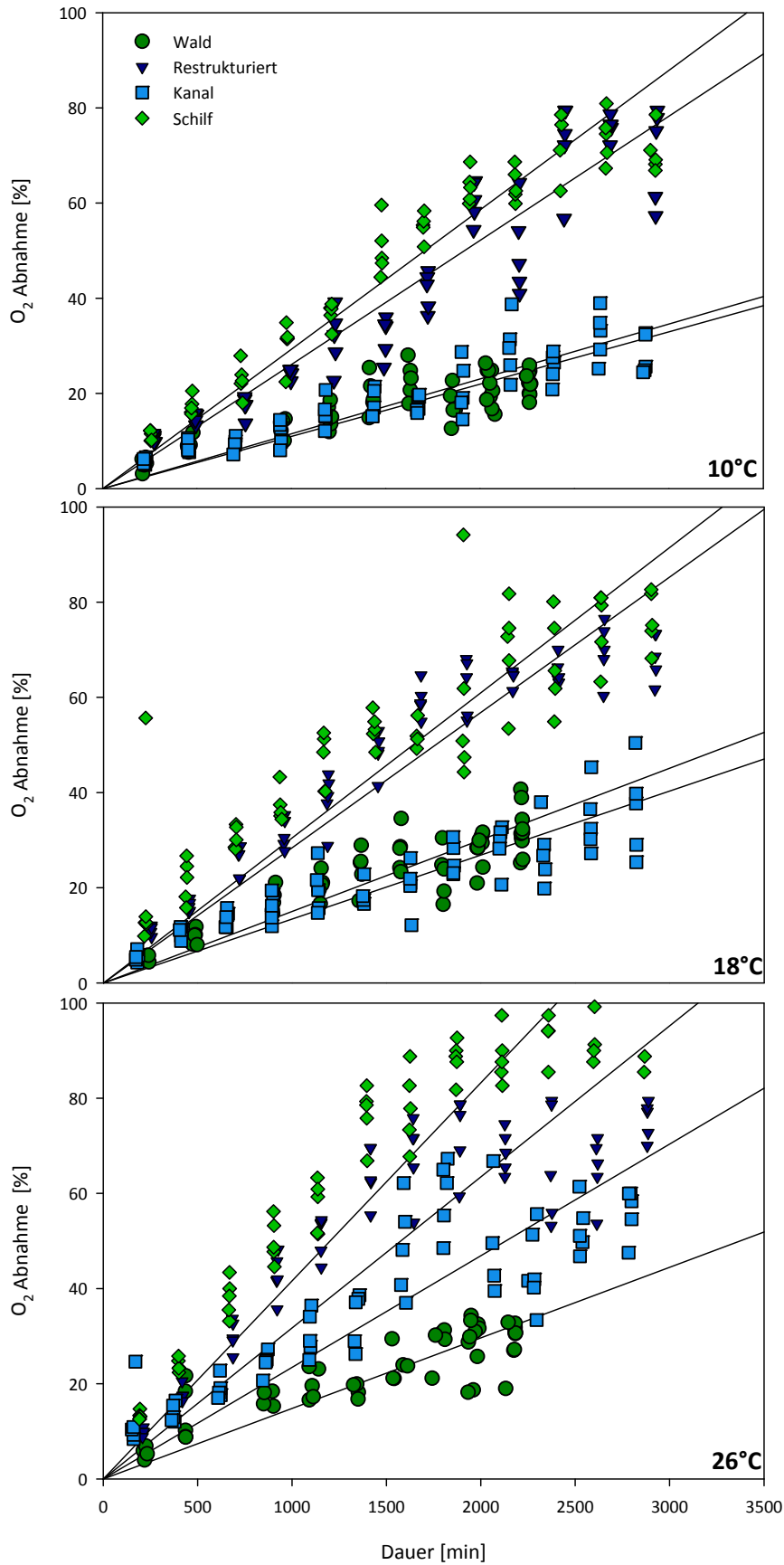
Besiedelung für Bakterien liefern. Die höchsten Werte wurden an Stellen mit viel Feinsediment gemessen (Schilfstrecke).

Temperaturerhöhungen führten zu einer Zunahme des Sauerstoffverbrauchs (**Abb. 4**). Der Temperaturanstieg wirkte sich in der Schilfstrecke und in der Kanalstrecke am stärksten aus. Das ist dadurch zu erklären, dass die mikrobiellen Lebensgemeinschaften dort gut an steigende Temperaturen angepasst sein müssen, da durch die fehlende Beschattung im Sommer die Temperaturen im Gewässer stark ansteigen können. Die Gemeinschaften der beschatteten Waldstrecken hingegen sind eher an stabile Temperatur- und Lebensraumverhältnisse angepasst und reagieren daher weniger stark auf steigende Temperaturen. Eine Beschattung der Gewässer sollte sich nicht nur in einer Reduktion des Sauerstoffverbrauchs, sondern auch in einer Stabilisierung des Stoffwechsels auswirken.

#### **4.3 Schlussfolgerungen**

- Der Sauerstoffverbrauch im Sediment ist sehr hoch. Er steigt mit zunehmendem Gehalt an Nährstoffen und organischen Stoffen, abnehmender Korngröße und steigenden Temperaturen.
- Für ein verbessertes Sauerstoffregime sind daher niedrigere Temperaturen durch Beschattung, größere Korngrößen durch Strukturvielfalt und geringere Nährstoffgehalte durch Reduktion der Einträge aus dem umliegenden Ackerland notwendig.





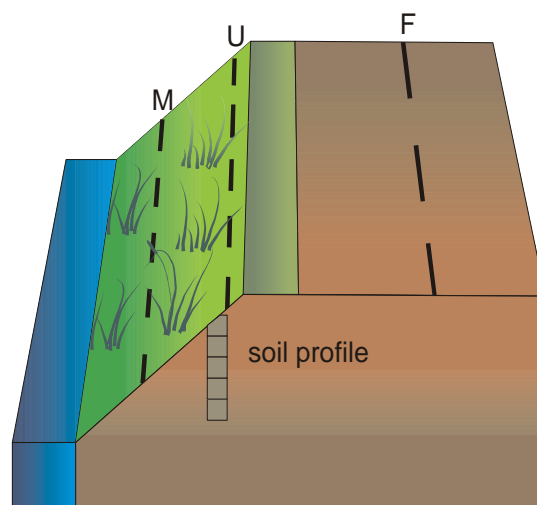
**Abbildung 4** Vergleich des Sauerstoffverbrauchs im Sediment bei verschiedenen Temperaturen zwischen den unterschiedlichen morphologischen Typen.

## 5 Boden der Uferböschungen und Sedimenteintrag

Durch Messungen der Nährstoffkonzentrationen im Oberboden entlang von Transekten vom Feld bis zur Böschungsmitte sollte festgestellt werden, wie sich verschiedene Uferböschungen auf den Flächeneintrag von Nährstoffen in das Gewässer auswirken.

### 5.1 Methode

Von Oktober 2010 bis April 2011 wurden an 4 Gewässerabschnitten (Stronsdorf I und II, Mühlbach, Hipplesbach) vom Feld bis zur Wasseranschlagslinie Bodenproben entnommen und bezüglich Nährstoffe, C:N-Verhältnis, pH-Wert, Leitfähigkeit, Wassergehalt und Korngrößenverteilung untersucht. Die Proben wurden jeweils an der Böschungsoberkante (U) und in der Böschungsmitte (M) bis 5 cm Tiefe, im Feld (F) bis 20 cm Tiefe mit Hilfe eines Pürkhauer-Corers mit 7 cm Durchmesser entnommen. Zusätzlich wurden pro Standort zwischen U und M je drei Tiefenprofile bis 1m Tiefe entnommen (**Abb. 5**).

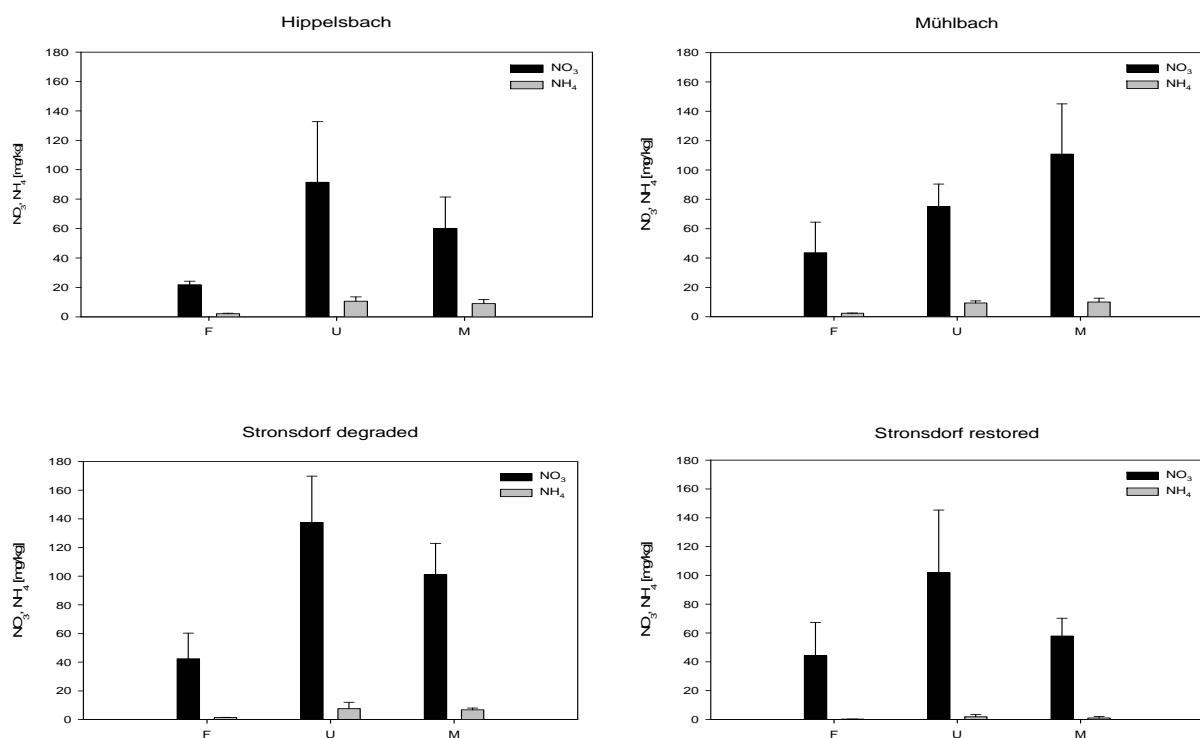


**Abbildung 5:** Lokalisierung der Bodenproben, M=Böschungsmitte, U=Böschungsoberkante, F=Feld, soil profile=Bodenprofil bis 1 m Tiefe.

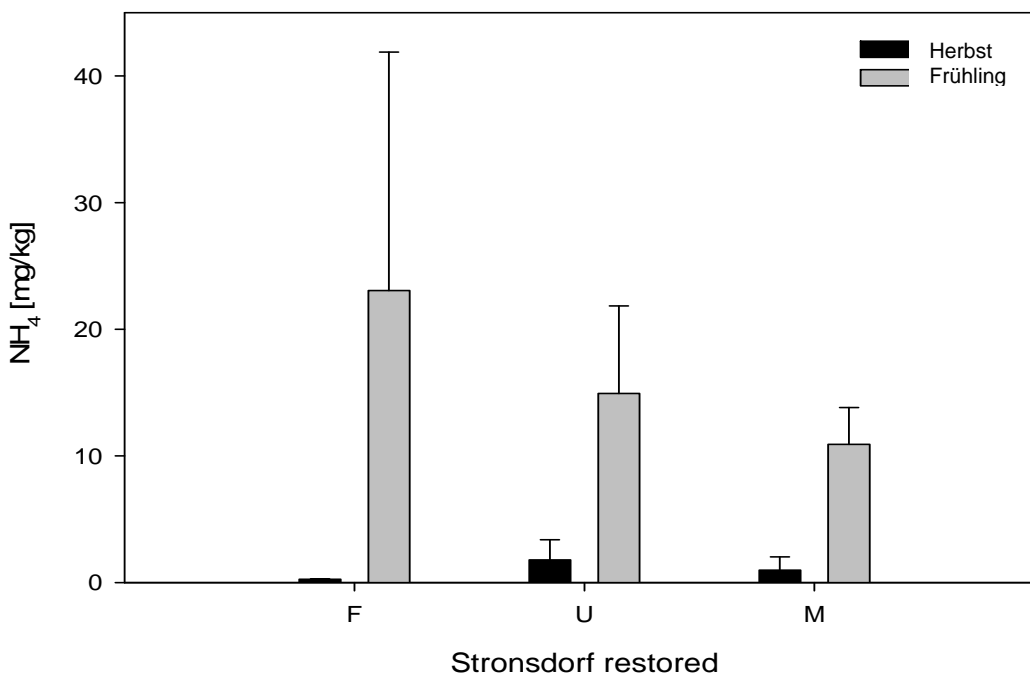
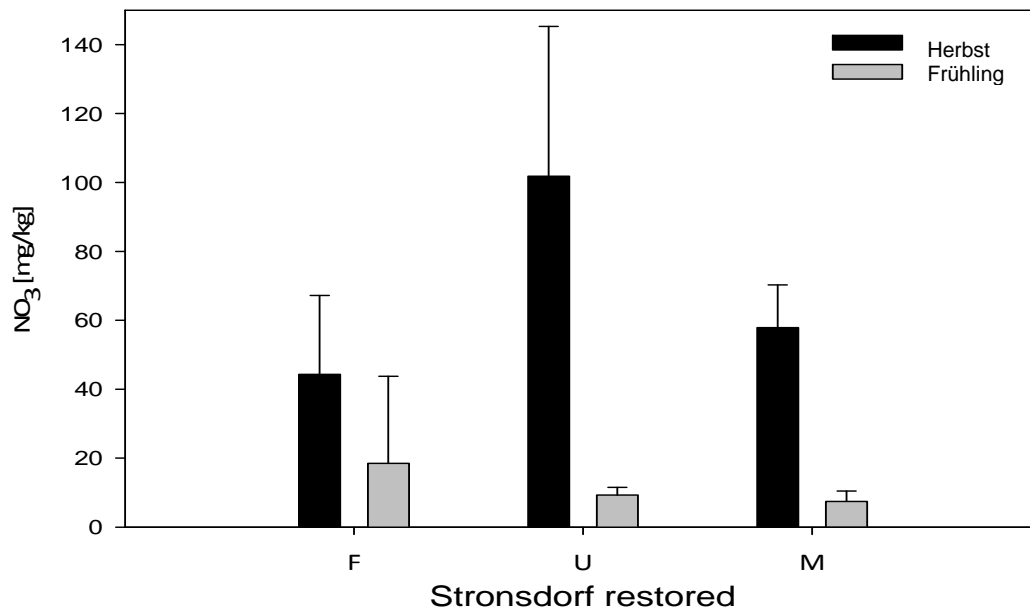
### 5.2 Ergebnisse

Auch bei den Bodenproben der Böschungen wurde – wie schon bei den Sedimenten - eine deutliche Saisonalität in den Nährstoffkonzentrationen gefunden, die auf den Einfluss der Feldbearbeitung hinweist. Beim anorganischen Stickstoff wurden in den

Herbstproben die höchsten Ammonium- und Nitratwerte zumeist an der Böschungsoberkante und die niedrigsten im Feld gemessen (**Abb. 6**). Die Nitratkonzentrationen lagen dabei mit bis zu 140 mg/kg beim ca. 15-fachen der Ammoniumkonzentrationen. Bis zum Frühjahr (April) nahmen die Nitratwerte vor allem an der Böschungsoberkante deutlich ab, während die Ammoniumwerte in allen Bereichen, aber vor allem im Feld, extrem anstiegen (**Abb. 7**). Ein Grund für die unterschiedlichen saisonalen Muster der beiden Stickstoffarten könnte im unterschiedlichen Verhalten nach der Düngung liegen: Nitrat wurde nach der Düngung durch die zu dieser Zeit intensiven Regenfälle wahrscheinlich relativ rasch aus dem Oberboden ausgewaschen und in tiefere Bodenschichten gespült, wo es über Drainagerohre in den Bach gelangte. Das würde auch den Anstieg des Nitrats in den Bachsedimenten im Frühjahr erklären. Die höheren Werte im Herbst sind durch den Abbau von organischem Material zu erklären, das vor allem an der Böschungsoberkante während der Vegetationsperiode akkumulierte.



**Abbildung 6:** Vergleich der Konzentrationen von Nitrat und Ammonium in den oberen Bodenschichten, gemessen im Quertransekt vom Feld (F) über die Böschungsoberkante (U) zur Böschungsmitte (M); Hippelsbach = Wald, Mühlbach = Gras, Stronsdorf degraded = Schilf, Stronsdorf restored = Restrukturierter Vegetationssaum; NO<sub>3</sub> = Nitrat, NH<sub>4</sub> = Ammonium



**Abbildung 7:** Ammonium (NH<sub>4</sub>) und Nitrat (NO<sub>3</sub>) im Boden im saisonalen Verlauf am Beispiel der Standortes Stronsdorf restored = Restrukturiert. F = Feld, U = Böschungsoberkante, M = Böschungsmitte.

Ammonium adsorbiert leicht an Tonminerale. Durch das Pflügen im Herbst wurden Bereiche der tieferen, nährstoffarmen Bodenschichten des Feldes (bis ca. 50 cm) freigelegt und an die Oberfläche transportiert. Das aufgetragene Ammonium adsorbierte voraussichtlich zu einem Großteil an diese Tonminerale und gelangte

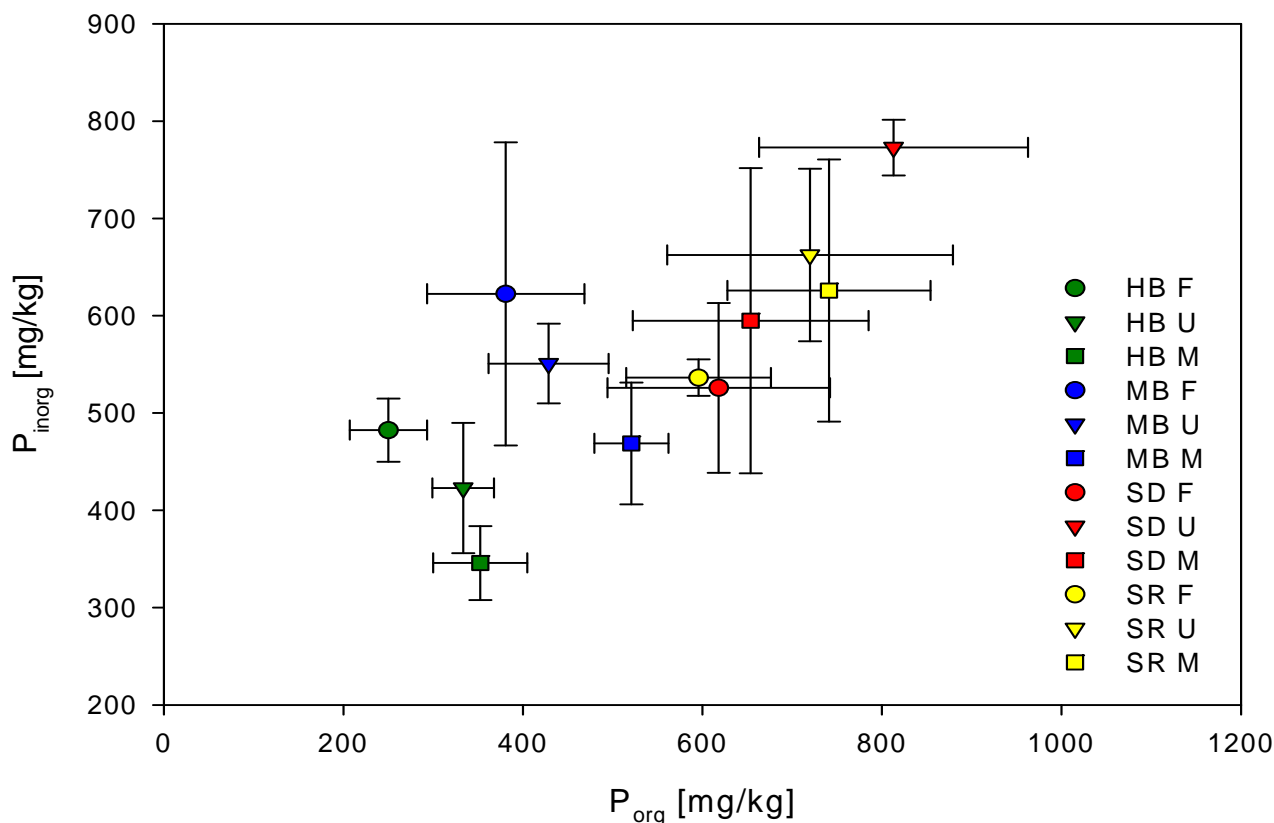
damit nur mehr über den wesentlich langsameren Partikeltransport im Zuge des Oberflächenabflusses über die Böschung in den Bach.

Phosphat zeigte wie Nitrat und Ammonium im Herbst die höchsten Konzentrationen an der Böschungsoberkante. Im Frühjahr waren keine Veränderungen zu beobachten, was darauf zurückzuführen ist, dass Phosphat an den Untersuchungsstellen nicht gedüngt wird.

Am partikulären Phosphor ist der Partikeltransport über die Ufer und deren unterschiedliche Rückhaltefähigkeit ebenso zu erkennen wie der Einfluss der unterschiedlichen Feldbearbeitung im Umland (**Abb. 8**). Am Hipplebach und Mühlbach ist eine deutliche Abnahme des anorganischen Phosphors vom Feld zum Bach hin zu beobachten, was den Transport und die Retention der Bodenpartikeln zeigt. Während die beiden Gewässer vollkommen ähnliche Muster aufweisen, liegen sie in den Absolutwerten deutlich auseinander, was in der unterschiedlichen Feldbearbeitung liegt. An den beiden Stronsdorf-Standorten weisen die Feldproben ähnliche Werte auf, die Konzentrationen vom Feld zum Gewässer zeigen aber an der Schilfböschung und an der restrukturierten Waldböschung vollkommen unterschiedliche Muster und eine unterschiedliche Rückhalteleistung für Bodenpartikel.

Aus der Abnahme des Nährstoffgehalts zwischen den einzelnen Probenpunkten entlang des Quertransekts wurde die Rückhalteleistung für die einzelnen Nährstoffe und Standorte berechnet. Dabei wurde ein deutlicher Einfluss der Ufervegetation auf den Rückhalt von anorganischem Phosphor (entspricht in etwa dem Rückhalt an Bodenpartikeln) gefunden. Der höchste Rückhalt wurde an den Schilf- und Grasböschungen mit ca. 20 % pro Meter Böschung gemessen. Die hohen Retentionswerte sind durch den engen und einheitlichen Bewuchs der Bodenoberfläche durch Gras und Schilf zu erklären, während die Waldböschungen zwar eine diversere Vegetation, aber auch einen lückigen Bewuchs aufwiesen. Bei den gelösten Nährstoffen war der Rückhalt viel inhomogener.

Anhand von Tiefenprofilen wurden die mittleren Nährstoffgehalte pro Kubikmeter Boden berechnet (**Tab. 3**).



**Abbildung 8:** Konzentrationen an anorganischem Phosphor (P<sub>inorg</sub>) und organischem Phosphor (P<sub>org</sub>) im Boden entlang eines Quertransekts vom Feld (F) über die Böschungsoberkante (U) zur Böschungsmitte (M); H=Hipplesbach (Wald), M=Mühlbach (Gras), SD=Stronsdorf II (Schilf), SR = Stronsdorf restrukturiert (Vegetationssaum). F = Feld, U = Böschungsoberkante, M = Böschungsmitte;

**Tabelle 3.** Mittlere Nährstoffgehalte in [mg/kg] per m<sup>3</sup>, hochgerechnet aus den Tiefenprofilen, an den Standorten Hipplesbach (HB), Mühlbach (MB), Stronsdorf Schilfstrecke (SD), und Stronsdorf restrukturiert (SR).

site	nutrients [(mg/kg)/m <sup>3</sup> ]									
	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	P <sub>inorg</sub>	P <sub>org</sub>	P <sub>tot</sub>	N <sub>tot</sub>	C <sub>anorg</sub>	C <sub>org</sub>	C <sub>tot</sub>
HB	173.30	10.60	1.59	1283.82	1255.84	2539.66	4941.83	56707.16	58513.35	115220.50
SR	59.99	6.56	21.81	2107.46	2023.33	4130.79	5327.89	83167.99	74282.34	157450.33
SD	151.33	12.53	32.41	1792.58	2134.52	3927.09	7464.59	62585.39	93057.65	155643.04
MB	205.86	17.61	8.40	1288.83	2099.49	3388.32	6501.54	63300.88	79603.92	142904.80

### 5.3 Schlussfolgerungen

- Sowohl die Ufervegetation als auch die Umlandnutzung beeinflussen die Nährstoffgehalte in den Böden der Uferböschungen.
- Saisonale Unterschiede zeigen den Einfluss der Umlandnutzung (Düngung, Pflügen). Die Menge der Nährstoffe im dahinterliegenden Feld steht in direktem Zusammenhang zur Nährstoffkonzentrationen in der jeweiligen Böschung. Zudem beeinflusst die Bodenbearbeitung die Erosion und den Transport von Nährstoffen in das Gewässer.
- Ab der Böschungskante kommen schließlich die unterschiedliche Ufervegetation und deren Rückhaltefähigkeit zum Tragen. Hier scheinen nach den Untersuchungen dichte monotone Schilf- und Grasbestände zumindest während der Vegetationsperiode eine bessere Rückhalteleistung zu haben als Ufergehölze. Es muss jedoch erwähnt werden, dass eine direkte Messung der Uferretention nicht durchgeführt wurde.

## **6 Selbstreinigungsleistung und Nährstoffaufnahme bzw. -abgabe aus dem Sediment**

Unabhängig von ihrer Herkunft werden Nährstoffe im Gewässer in die Nahrungskette eingegliedert, umgewandelt und auch wieder freigegeben und weitertransportiert. Diese Prozesse finden in Fließgewässern vor allem an Grenzschichten statt, wo festsitzende Pflanzen, Algen und Bakterien mit dem vorbeifließenden Wasser in Kontakt treten. Neben der Menge an Nährstoffen und Organismen ist auch die Gewässergestalt eine entscheidende Einflussgröße, da sie wichtige Faktoren wie Strömungsgeschwindigkeit, Temperatur, Beschattung, Kontaktdauer und -fläche bestimmt. Unter der Gewässerselbstreinigung wird die Fähigkeit eines Gewässers bezeichnet, eingetragene Stoffe aus dem Umland, insbesondere organisches Material und Nährsalze, ohne technische Hilfe selbst abbauen zu können. Unbelastete Gewässeroberläufe weisen meist eine hohe Selbstreinigung mit einem Stoffrückhalt von bis zu 90 % innerhalb der ersten hundert Meter auf.

### **6.1 Methoden**

Im Freiland wurde der Nährstoffrückhalt im Gewässer mittels Kurzzeit-Einspeisungen erhoben. Die Versuche wurden an jedem Gewässerabschnitt jeweils 2-5 mal bei Niederwasser durchgeführt. Dazu wurde eine Lösung aus Phosphat und Ammonium mit einer konstanten Rate über 2-3 Stunden in den Bach gepumpt und die Abnahme der zugegebenen Nährstoffe im Längsverlauf modelliert. Aus der Nährstoffabnahme wurden u.a. folgende Parameter berechnet:

Die mittlere Transportlänge ist jene Strecke, die ein Nährstoffatom durchschnittlich in der freien Wassersäule zurücklegt, bis es gebunden wird. Die Aufnahmerate ( $\text{mg/m}^2 \text{ h}$ ) liefert Informationen über die Menge an Nährstoffen, die auf einer bestimmten Fläche über die Zeit gebunden werden.

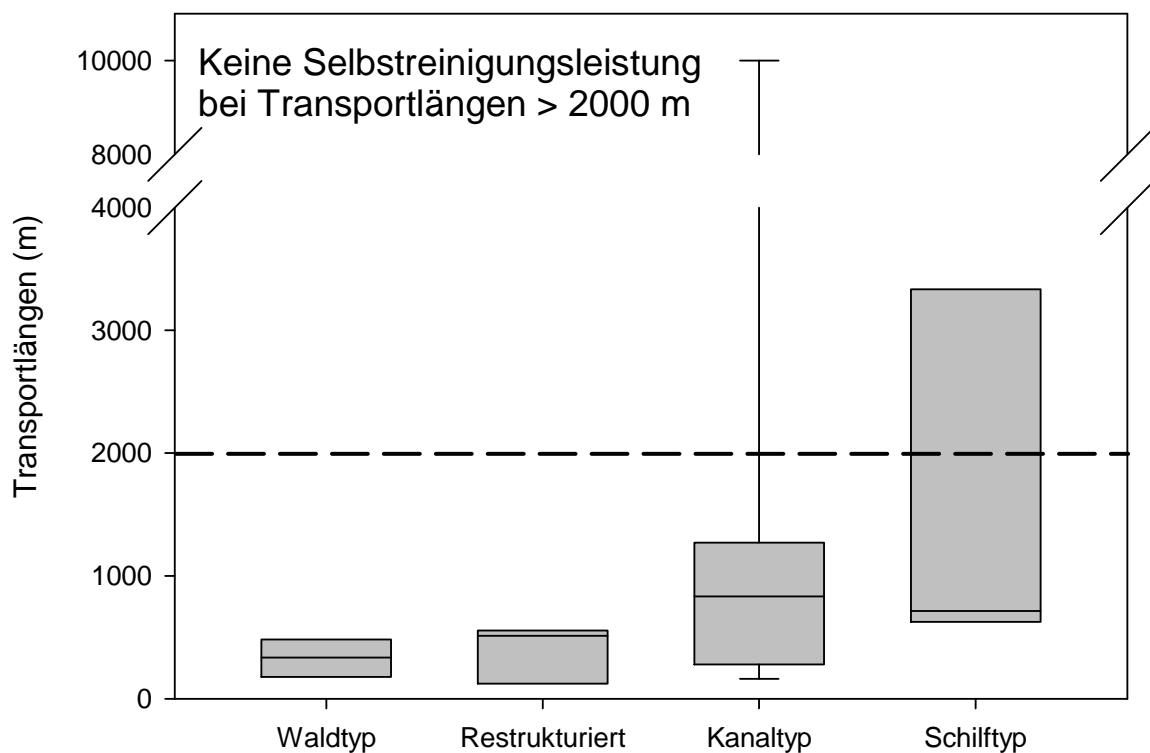
Zusätzlich zu den Freilandversuchen wurden auch Laborversuche durchgeführt, um das Potential der Sedimente für Nährstoffrückhalt und -freisetzung unter verschiedenen Bedingungen genauer zu untersuchen. Hierzu wurden ungestörte, unbehandelte Sedimentproben aus den Versuchsgewässern im Labor mit Wasser unterschiedlicher Nährstoffkonzentrationen überschichtet. Ein Teil der Proben wurde



im Hellen und ein Teil im Dunkeln stehen gelassen, um die Aktivität der Algen und Bakterien gesondert untersuchen zu können. Anschließend wurden in definierten Abständen Wasserproben entnommen und auf ihren Nährstoffgehalt analysiert. Aus der Veränderung der Nährstoffgehalte über die Zeit konnten die Aufnahme- bzw. Abgaberaten von Ammonium und Phosphat aus dem Sediment ins Wasser und berechnet werden.

## 6.2 Ergebnisse

Die Transportlängen in den Weinviertler Gewässern waren generell hoch und lagen meist im Bereich von mehreren Kilometern (**Abb. 9**). Die Transportlängen für Phosphat lagen dabei noch über jenen des Ammoniums. Hohe Transportlängen sind typisch für nährstoffbelastete Gewässer. Sie zeigen an, dass diese Gewässer bereits nahe der Übersättigung liegen. Transportlängen über 2 km bedeuten in diesen kleinen Bächen, dass hier keinerlei Nährstoffaufnahme mehr am Gewässerboden stattfindet.

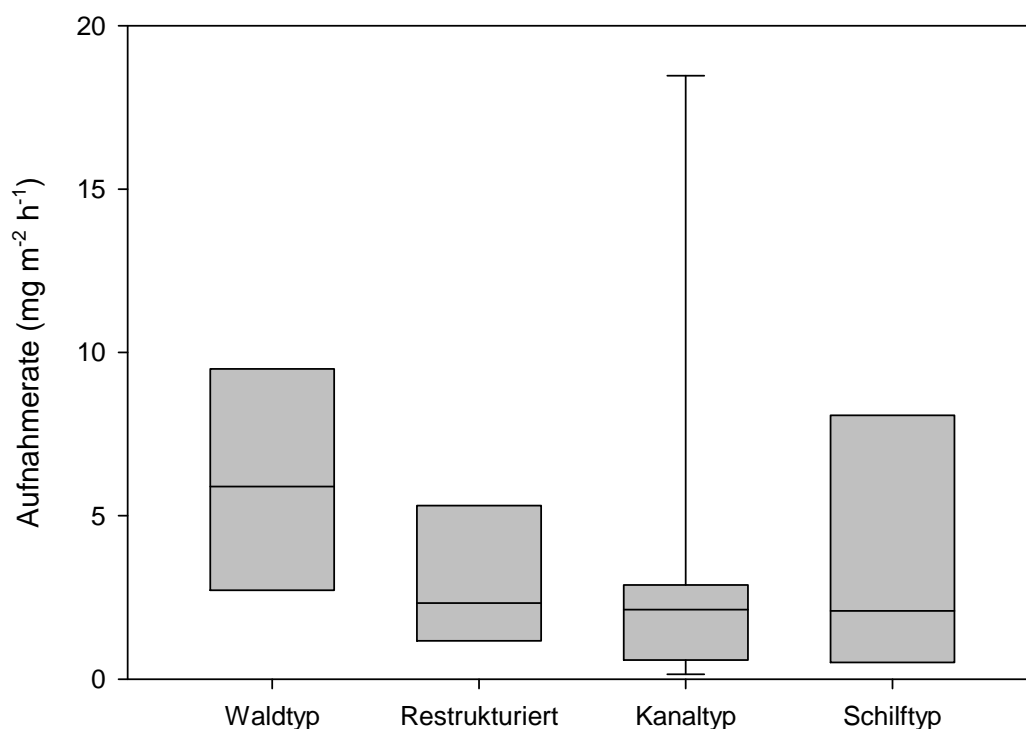


**Abbildung 9:** Transportlängen für Ammonium (in m) im Waldtyp, restrukturierten Strecken, Kanaltyp und Schilftyp. Die Boxplots zeigen die 10, 25, 50, 75 und 90 % Perzentilen sowie Ausreißer.

Die Gewässergestalt hatte einen großen Einfluss auf die Transportlängen. Die Waldstrecken zeigten durchschnittlich die niedrigsten Werte, die Schilftypen die höchsten. Allgemein wurde eine hohe zeitliche Variabilität im Nährstoffrückhalt gemessen, mit Maximalwerten im Frühjahr (Bewuchs der Gewässersohle mit dichten Algenmatten auch in den Waldstrecken). Im Winter war die Nährstoffaufnahme generell gering, im Sommer sehr variabel.

Die verkürzten Transportlängen in den Waldstrecken ließen sich über hydrologische Modellierungen hauptsächlich auf den verstärkten Wasserrückhalt in diesen Strecken zurückführen, die durch Strömungswiderstände im Gewässerbett verursacht werden (z.B. Totholz, Wurzelsäume, Kolke, etc.).

Die Aufnahmeraten lagen durchschnittlich bei  $5 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$ . Die Raten lagen bei allen Gewässern im gleichen Bereich (**Abb. 10**), waren allerdings in den Waldtypen am höchsten. Der Grund dafür könnte darin liegen, dass die Mikroorganismen durch den Abbau des Totholzes aus der Ufervegetation einen erhöhten Bedarf an Nährstoffen haben. Weiters liefert Totholz zusätzliche Lebensräume für (Mikro)organismen.



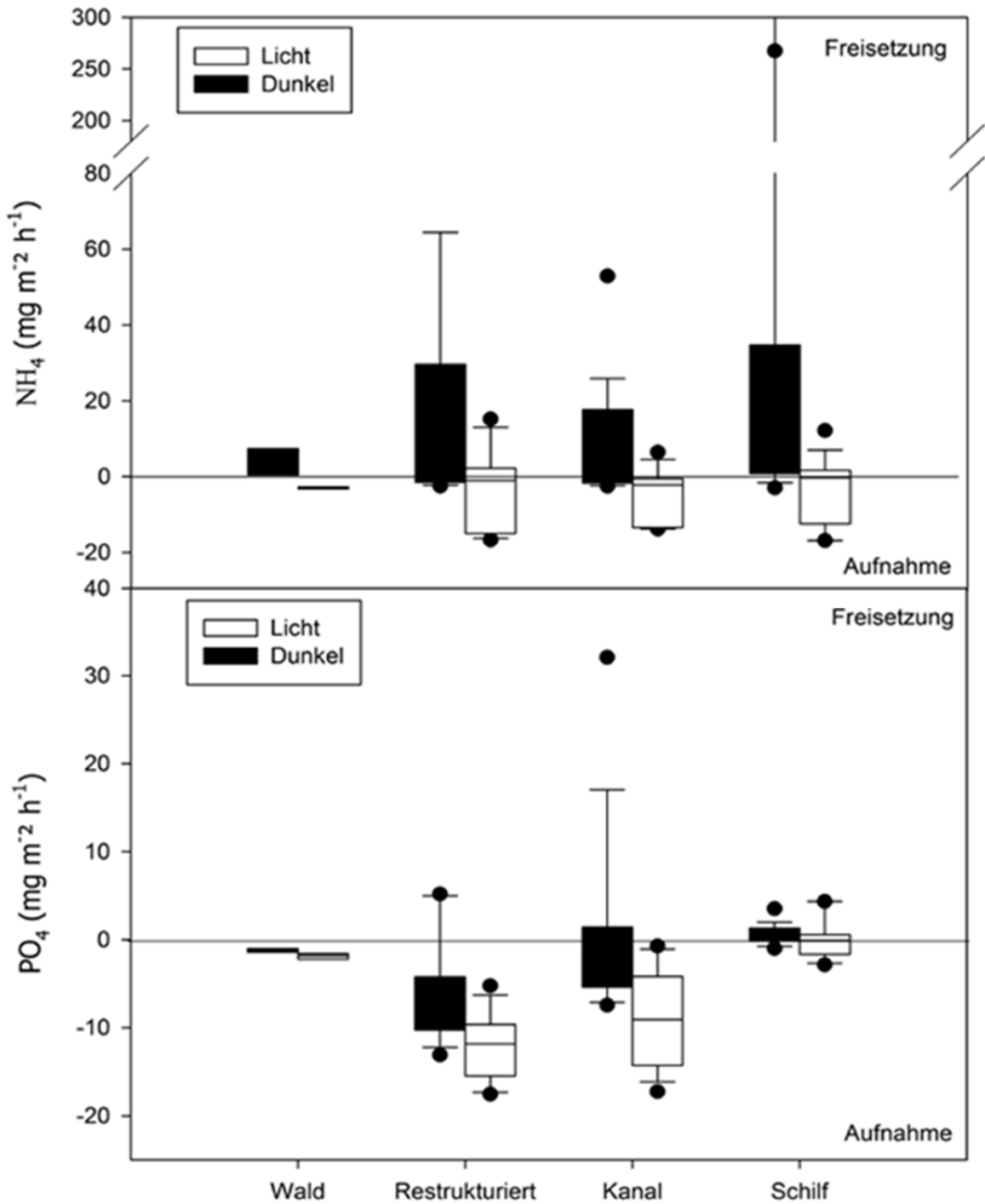
**Abbildung 10:** Aufnahmeraten für Ammonium (in  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) im Waldtyp, restrukturierten Strecken, Kanaltyp und Schilftyp. Die Boxplots zeigen die 10, 25, 50, 75 und 90 % Perzentilen sowie Ausreißer.

Die Laborversuche zeigten, die Aufnahme von Ammonium hauptsächlich durch Algen bei Licht erfolgt ( $10 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$ ) (**Abb.11**). Im Dunkeln kommt es zu einer teils massiven Freisetzung von Ammonium aus dem Sediment, die die Aufnahme bei weitem übersteigt (durchschnittlich  $20 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$ ). Die mittleren Phosphataufnahmen bei Licht lagen zwischen  $4 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$  und  $12 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$ . Im Dunkeln zeigte das Phosphat sehr variable Werte, die zwischen einer Aufnahme von maximal  $15 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$  und einer Abgabe von maximal  $30 \text{ mg/m}^2 \text{ h}$  lagen. Die Waldstrecken zeigten bei beiden Nährstoffen und im Hellen und Dunkeln die stabilsten Werte.

Die Ergebnisse zeigen, dass die meisten Gewässeroberläufe im Weinviertel mit Nährstoffen gesättigt sind und nur mehr eine geringe Selbstreinigung aufweisen. Die mit organischem Material und mit Nährstoffen angereicherten Feinsedimente können aufgrund des hohen Rücklösungspotentials für Nährstoffe zu einer gewässerinternen Nährstoffquelle werden, die die Selbstreinigungsleistung weiter beeinträchtigt.

### 6.3 Schlussfolgerungen

- Die Selbstreinigungskraft der Weinviertler Bäche ist aufgrund des Überangebots an Nährstoffen und der Strukturarmut stark herabgesetzt. Naturnahe und restrukturierte Strecken mit einem strukturreichen Bachbett und durchgehenden Ufergehölzsäumen weisen eine deutlich bessere Selbstreinigungsleistung auf als kanalisierte Strecken und Schilfstrecken.
- Die Aufnahme von Nährstoffen erfolgt hauptsächlich durch Algen im Frühjahr.
- Die Rücklösung von Ammonium und Phosphat aus dem Sediment kann die Nährstoffaufnahme übersteigen. Das zeigt, dass das Sediment einen nicht zu vernachlässigenden internen Nährstoffspeicher darstellt, der dann wirksam werden könnte, wenn derzeit noch wirksame punktuelle Belastungen beseitigt worden sind (z.B. Optimierung der Kläranlagen, Beseitigung von Regenüberläufen, etc.).



**Abbildung 11:** Aufnahme- bzw. Freisetzungsraten für Ammonium ( $\text{NH}_4$ ) und Phosphor ( $\text{PO}_4$ ) bei Licht und im Dunkeln (Laborversuch) für die Sedimente der Wald-, Restrukturierungs-, Kanal- und Schilfstrecken in  $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Die Boxplots zeigen die 10, 25, 50, 75 und 90 % Perzentilen sowie Ausreißer. Negative Werte zeigen eine Aufnahme, positive eine Freisetzung von Nährstoffen.

## 7 Quellen

APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed.; American Public Health Association. Washington, DC.

Gaitzenauer C. (2012) Nutrient retention along stream banks of different morphology. Master Thesis, Univ. Bodenkultur Wien, 52 S.

Teufel, B. (2012) Effects of bank and channel morphology on the sediment quality of agricultural low-order streams. Dipl. an der Universität Wien.

Weigelhofer G., Fuchsberger J., Teufel B., Welti N., Hein T. (2011): Effects of riparian forest buffers on in-stream nutrient retention in agricultural catchments. J. Environ. Qual. 40. 1-7. doi:10.2134/jeq2010.0436

Weigelhofer, G., J. Fuchsberger, B. Teufel, N. Kreuzinger, S. Muhar, S. Preis, K. Schilling and T. Hein. 2011. Einfluss der Hydromorphologie auf den Nährstoffrückhalt in Weinviertler Bächen – Schlussfolgerungen für das Gewässermanagement. ÖWAW 9-10:1-8.

Weigelhofer G., Makal M., Muhar S., Preis S., Kreuzinger N., Hein T. (2008): ProFor (Austria) - Integrating the effects of stream structure on nutrient loading patterns in management options for heavily modified streams. In: Gumiero, B., Rinaldi, M, Fokkens, B. (Hrsg.) Proc. 4th ECRR. Venice. 697-704.