

Heft 16/2006

Hydrochemische Voruntersuchung im Maßnahmenengebiet Untere Lobau

Im Verlauf mehrerer Hochwasserphasen zwischen März und Juli 1999 wurden 12 Untersuchungsstandorte im Hauptgewässerzug der Unteren Lobau beprobt. Zielsetzung war die Dokumentation der Wirkung einer möglichen Vernetzung mit der Donau bei Hochwasser, sowie der Effekte der derzeitigen hydrologischen Vernetzung auf die Nähr- und Schwebstoffkonzentrationen innerhalb der Augewässer.

Thomas Hein





Hydrochemische Voruntersuchung im Maßnahmengebiet Untere Lobau

durchgeführt und erstellt von:

DR. THOMAS HEIN

MITARBEITER:

Arge Donau (C. Baranyi, Mag. C. Holarek), Mag. W. Reckendorfer

CHEMISCHE ANALYTIK

durchgeführt am Inst. f. Ökologie und Naturschutz, Abt. Limnologie (H. Krail)



Voruntersuchung Massnahmengebiet Untere Lobau:

Fachbereich Hydrochemie

Zusammenfassung	2
Einleitung und Fragestellung	4
Fragestellung Fachbereich Hydrochemie.....	5
Untersuchungsprogramm	7
Räumliches Design.....	7
Zeitliches Design.....	7
Parameter und verwendete Methoden.....	11
Ergebnisse	14
Hydrologie.....	14
Standortvergleich charakteristischer Parameter.....	17
Hydrochemische Heterogenität der Unteren Lobau.....	25
Räumliche Darstellung des Einflusses der Donau.....	28
Hochwasserdynamik im Hauptgewässerzug der Unteren Lobau.....	32
Diskussion	37
Stellungnahme zu den geplanten Massnahmen.....	40
Literaturverzeichnis	41
Danksagung	45

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie umfasst eine Status quo Erhebung hydrochemischer Parameter in der Unteren Lobau im Hinblick auf geplante Vernetzungsmassnahmen im Rahmen des Projektes „LIFE98NAT/A/005422“. Zielsetzung war vor allem die Effekte einer Vernetzung bei Hochwasser auf die einzelnen Abschnitte der Unteren Lobau zu dokumentieren. 12 Untersuchungsstandorte im Hauptgewässerzug (Eberschüttwasser, Mittelwasser, Kühwörther Wasser, Schönauer Wasser) wurden zu 11 Terminen im Verlauf mehrere Hochwasserphasen zwischen März und Juli 1999 beprobt, die Probenahmen wurden in Abstimmung mit dem Projekt „Dotation Lobau“ bzw. mit dem Fachbereich Sedimente durchgeführt.

Die geochemischen Parameter deuteten auf die sehr homogene Situation innerhalb der Unteren Lobau hin, signifikante Unterschiede finden sich nur zwischen der Donau und den Bereichen oberhalb der Mühlleitner Furt. Die im Vergleich zur Unteren Lobau höheren Schwebstoff- und Nährstoffkonzentrationen in der Donau indizieren bei Vernetzung die Bedeutung des Eintrages in die Augewässer. Das Schönauer Wasser und der Mannsdorfer Hagel waren durch höhere Nährstoff-, Schwebstoff- und Chlorophyll *a* Konzentrationen als die Bereiche oberhalb charakterisiert. Bei Hochwasserereignissen konnten erhöhte partikuläre Konzentrationen (z.B. PIM) bis zur Schönauer Traverse gemessen werden, während gelöste Stoffe aus der Donau durchaus auch das Kühwörther Wasser erreichten. Zwischen der einströmenden und der ausströmenden Situation wurden keinen signifikanten Unterschiede für gelöste und partikuläre Parameter gefunden, tendenziell waren aber während des Einstömens höhere Schweb- und Nährstoffkonzentrationen in der Au feststellbar.

Bei Hochwasser war die Vernetzung über den Schönauer Schlitz der erklärende Faktor für die hydrochemische Situation der einzelnen Abschnitte des Hauptgewässerzuges. In dammnahen Seitenarmen (z.B. Lausgrund, Schwarzes Loch – Hanselgrund) konnten zusätzlich anhand gesteigener Nitratwerte Sickerwassereinträge von der Donau nachgewiesen werden. Eine entsprechende Durchlässigkeit des Marchfeldschutzdammes ist für diese Einträge verantwortlich.

Die eingetragenen Nährstoffe verbleiben aufgrund der mangelnden hydrologischen Dynamik großteils in den einzelnen Abschnitten, führen so zu einer Erhöhung der internen Produktion (autochthone Herkunft) und beschleunigen die Verlandungstendenz. Im Schönauer Wasser ist der Eintrag von anorganischen und organischen Schwebstoffen aus der Donau (allochthone Herkunft) darüber hinaus für die fortschreitende Verlandung von Bedeutung.

Eine genaue Bilanzierung der Hochwasser induzierten Feststoffdynamik ist aufgrund des vorliegenden Datenmaterials nicht zur Gänze möglich. Die Datengrundlage für die Quantifizierung des Austrages während der ausströmenden Phase liegt noch nicht mit ausreichender Genauigkeit vor.

Keywords: Hydrochemie, Donau, Au, Lobau, Phytoplankton, Nährstoff, hydrologische Vernetzung, Verlandung

Einleitung und Fragestellung

Ein Schlüsselfaktor für das ökologische Verständnis von Fluß-Au-Systemen ist die hydrologische Vernetzung zwischen Fluß und begleitenden Überschwemmungsgebieten, die sich sowohl über den Grundwasserkörper, als auch durch offene Verbindungen zwischen Fluß und Altarmen und durch Hochwässer etablieren kann (JUNK et al. 1989, SCHIEMER 1995, GALAT et al. 1997). Ausmaß, Dauer und Dynamik der Vernetzung werden vom hydrologischen Regime des Flusses gesteuert und bestimmen Austausch- und Produktionsprozesse in den Fluß-Au-Systemen (AMOROS & ROUX 1988, VAN DEN BRINK et al. 1993, HEILER et al. 1995, WARD et al. 1998). Das „Flood Pulse Concept“ (JUNK et al. 1989) bzw. seine Erweiterung (TOCKNER et al. im Druck) betonen die Wichtigkeit der ökologischen Integration von Flüssen und begleitenden Überschwemmungsgebieten („river-floodplain-system“) und bezeichnen Hochwässer als steuernde Kräfte in diesem System. Hochwässer produzieren ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Sedimentations- und Erosionsprozessen, fördern so eine hohe Habitat- und Biodiversität (GERKEN 1988) und initiieren biogeochemische Kreisläufe und Sukzessionen (HEIN et al. 1999b).

Wasserwirtschaftliche Eingriffe (Regulation und Dammbauten), die seit etwa 100 Jahren verstärkt zum Hochwasserschutz, zur Verbesserung der Schifffahrt und zur Energiegewinnung erfolgten, haben in allen großen europäischen und nordamerikanischen Flüssen zu starken Veränderungen im hydrologischen Regime geführt und negative ökologische Entwicklungstendenzen (Kanalisation des Abflusses auf ein eingegängtes Profil mit befestigten Ufern, Sohleeintiefung, Abtrennung von Nebenarmen, Rückgang des Struktureichtums in den Uferbereichen) eingeleitet (BROOKES 1988, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992). So verursachte die fortschreitende Entkoppelung der ökologischen Einheit Fluß-Au auch im Bereich der Unteren Lobau eine Verminderung der ursprünglich hohen Vernetzung zwischen Fluß und Überschwemmungsgebiet, förderte Verlandungsprozesse (Verlust an aquatischen und amphibischen Habitaten, DOPPLER 1991), führte teilweise zur Kolmation des

Grundwasserkörpers und hat Veränderungen des hydraulischen Gefälles zur Folge (SCHIEMER et al. 1999). Dies führt in weiterer Folge zu einer stetigen Verschlechterung der ökologischen Situation und macht Maßnahmen zur Restaurierung funktionaler Abläufe zur Erhaltung des gesamten Lebensraumes notwendig (BETRIEBSGES. MARCHFELDKANAL 1995).

Im Wiener Stadtgebiet, in der Lobau, wird die Wirkung durchziehender, erosiver Hochwässer durch Schutzdämme zwar unterbunden, das Gebiet steht jedoch über den Grundwasserkörper mit der Donau in Verbindung. Die Altarme weisen eine hohe Verlandungstendenz auf (KIRSCHNER & VELIMIROV 1999). Die Pegelschwankungen sind herabgesetzt und es kommt zur Bildung von Weichsedimenten sowie zu einer starken Entwicklung von Makrophyten (SCHIEMER et al. 1999). Interne Nährstoffkreisläufe sind von großer Bedeutung (HEIN, unpubl. Daten).

Fragestellung Fachbereich Hydrochemie

Ein bestimmendes Kriterium für die ökologische Funktionsfähigkeit von Flussauen ist die hydrologische Vernetzung, die Konnektivität mit dem Hauptstrom. Das Ziel des Gesamtprojektes ist es daher durch bauliche Maßnahmen eine Erhöhung der hydrologischen Dynamik bzw. stärkere hydrologische Vernetzung zu erreichen und so zur Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Unteren Lobau als Teil des Nationalparkgebietes, auch bei Fortbestand des überwiegend abgedämmten Charakters, beizutragen. Zur Evaluierung der Massnahmen ist ein begleitendes ökologisches Monitoring vorgesehen.

Ein verstärkte hydrologische Vernetzung mit der Donau führt aufgrund der hydrochemischen Beschaffenheit der Donau zu einem Anstieg der Nährstofffrachten und Schwebstoffgehalte. Des weiteren kommt es auch zu Änderungen in der Dynamik des organischen Materials in den Altarmen. Diese Veränderungen gehen einher mit verkürzten Retentionszeiten aufgrund erhöhter Durchgängigkeit in den Altarmen und führen zu einer grundsätzlichen Umstellung der Produktionsabläufe in den Augewässern (HEIN et al. 1999b, TOCKNER et al. 1999).

3 wesentliche Bauvorhaben bzw. projektierte bauliche Veränderungen sollen in der Unteren Lobau im Zuge des Gesamtprojektes verwirklicht werden (Details siehe Einreichung, NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH 1998):

1. Durch den Umbau der Gänshaufentraverse mit einer steuerbaren Wehranlage soll die Durchgängigkeit und speziell der Sedimentaustrag bei abfließenden Hochwasserereignissen für oberhalb gelegene Abschnitte verbessert werden.
2. Die Dauer der Wasserführung, die Durchgängigkeit sowie die hydrologische Vernetzung mit der Donau soll im gesamten Bereich zwischen Damm und Donau (Gebiet: Überschwemmungswiesen) in den Altarmen erhöht werden.
3. Die Vorbereitung für eine Aufweitung des Schönauer Schlitzes zur langfristigen und nachhaltigen Revitalisierung des gesamten Gebietes, vor allem im Bereich Schönauer Wasser, soll Bestandteil der Neukonzeption des Hochwasserschutzes werden.

Die Erhebung vor und nach den Restrukturierungsmaßnahmen ermöglicht die Auswirkungen auf die einzelnen Gewässersysteme Schönauer Schlitz, Schönauer Wasser, Kühwörther Wasser und Mittelwasser zu erfassen und die jeweiligen Eingriffe fachspezifisch zu beurteilen. Ein Schwerpunkt lag auf der Untersuchung von Nähr- und Schwebstoffkonzentrationen in Relation zu ein- und ausströmenden Verhältnissen bei oberflächiger Verbindung der Donau mit dem Schönauer Wasser im Verlauf von Hochwasserereignissen.

Zielsetzungen der vorliegenden Studie:

- Voruntersuchung zur Evaluierung der geplanten Baumassnahmen
- Hydrochemische Charakterisierung des Hauptgewässerzuges der Unteren Lobau
- Effekte der derzeitigen hydrologischen Vernetzung auf die Nähr- und Schwebstoffkonzentrationen innerhalb der Augewässer

Untersuchungsprogramm

Räumliches Design

Im Zuge der Erhebungen wurden 12 Standorte, die im Einflussbereich der geplanten Maßnahmen liegen, ausgewählt (Abb. 1). Zu 5 Terminen, mit einem Schwerpunkt während der Hochwasserphase im Mai 1999, wurden zusätzlich 15 Standorte im Rahmen des Projektes „Dotation Lobau“ (Auftraggeber : Projektteam Ökologie Lobau i.A. der MA 45) untersucht. Die beiden Projekte wurden hinsichtlich räumlichen wie zeitlichen Design aufeinander abgestimmt um maximale Synergismen zu nutzen (Tab. 1). Des weiteren sind die Probenstandorte so positioniert, daß die räumliche Differenzierung (Schönauer Wasser, Kühwörther Wasser, Mittelwasser, Eberschüttwasser) des Hauptgewässerzuges dargestellt werden konnte. Die Becken des Hauptgewässerzuges sind durch Furten und Traversen deutlich getrennt (Abb. 2). Detaillierte Informationen zur Morphometrie und Hydrologie finden sich bei RECKENDORFER & HEIN (2000).

Zeitliches Design

Insgesamt 11 Termine sind 1999 abhängig von den Donauwasserständen (Referenz Pegel Orth) vom 23.02.99 bis zum 12.07.99 durchgeführt worden (Tab. 1). 3 Termine wurden vom Fachbereich Chemie, 2 Termine vom Fachbereich Sedimente (W. Reckendorfer), 5 integrierte Termine (gemeinsam mit dem Projekt Dotation Lobau) und der erste Termin im Zuge des Projektes Dotation Lobau durchgeführt.

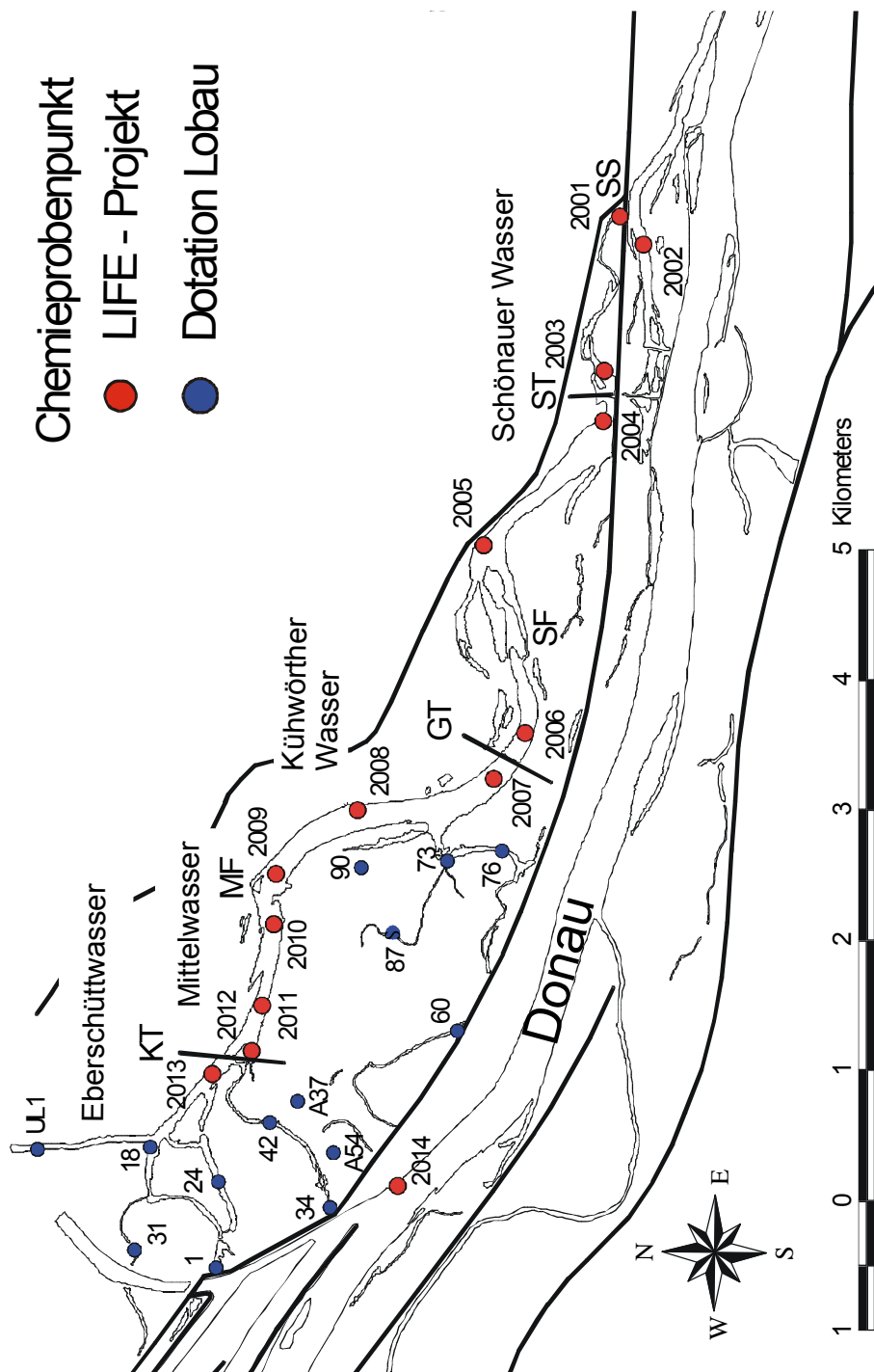


Abb. 1: Untersuchungsgebiet Untere Lobau mit den Probestandorten und deren GIS Kode. Schwarze Balken markieren die Traversen. KT: Kreuzgrundtraverse, MF: Mühlleitner Furt, GT: Gänshaufentraverse, SF: Schwadorfer Furt, ST: Schönauer Traverse. SS: Schönauer Schlitz. Diese Karte ist dem Bericht in A3 Format beigelegt.

Tab. 1: Termine, Verantwortlichkeit, hydrologische Bedingungen und Zielsetzung für die Probenahmen Modul I, II, IV. FB: Fachbereich, Dot. Lobau: Projekt Dotation Lobau, HW: Hochwasser, MW: Mittelwasser, NW: Niederwasser bezogen auf KWD (WASSERSTRASSENDIREKTION 1998).

Termine	Projekt Fachbereich	Wasserstand Donau Pegel Orth (cm)	Zielsetzung
23.02.99	Dot. Lobau	518; HW einströmend	Eintrag bei HW
03.03.99	Life; FB: Chemie	456; HW einströmend	Eintrag bei HW
15.03.99	Life; FB: Chemie	356; nach HW	Austrag nach HW
14.04.99	Life/Dot. Lobau; FB: Chemie	336; MW + 0,5 m	Sickerwassereinfluss der Donau
14.05.99	Life; FB: Chemie	462; HW einströmend	Eintrag bei HW
18.05.99	Life/Dot. Lobau; FB: Chemie	438; HW ausströmend	Austrag bei HW
21.05.99	Life/Dot. Lobau FB: Chemie	408; HW ein- /ausströmend	Eintrag bei HW im Schönauer Wasser
26.05.99	Life; FB: Sedimente	508; HW einströmend	Eintrag bei HW
31.05.99	Life/Dot. Lobau FB: Chemie	428; HW ausströmend	Austrag bei HW
09.06.99	Life; FB: Chemie	348; nach HW	Austrag nach HW
12.07.99	Life; FB: Sedimente	350; HW ausströmend	Austrag bei HW

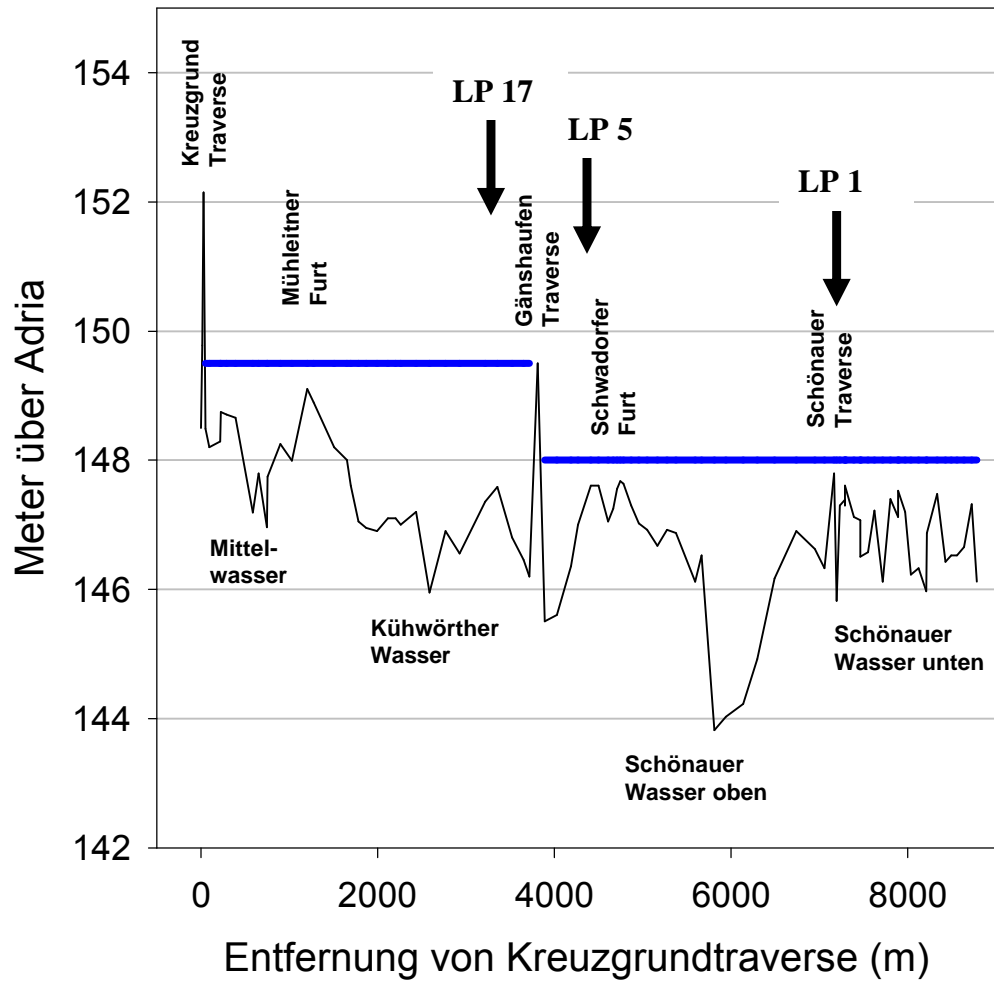


Abb. 2: Längsschnitt durch den Hauptgewässerzug. Blaue Linie – häufigster Pegelstand in den Becken. Pfeile markieren Standort der Lattenpegel (LP).
 Abbildung modifiziert aus RECKENDORFER & HEIN (2000).

Parameter und verwendete Methoden

Zur Beantwortung der gestellten Fragenkomplexe sind folgende Parameter untersucht worden.

Probenahme und Freilandhebungen

Das Wasser wurde an den jeweiligen Standorten in 20 cm Tiefe in gereinigte (mit 10 % HCl) und gespülte 5 bis 10 L Kanister gefüllt. Vor Ort wurde die Strömung und die Strömungsrichtung mittels Strömungsmessgerätes (Ott-Flügelmeter), sowie Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH Wert mittels WTW Messgeräten Serie 330 bzw einer YSI Multisonde Serie 9000 ermittelt. Die Proben wurden dunkel aufbewahrt und innerhalb von drei Stunden ins Labor gebracht.

Laboranalysen

Im Labor wurden die Wasserproben am selben Tag für die chemischen Analysen filtriert. Vorbehandelte (4 h bei 450 °C) Glasfaserfilter (GF/F) wurden für die Schwebstoffanalysen verwendet, das Filtrat wurde für die hydrochemischen Untersuchungen herangezogen. Für die Chl *a* Analyse wurden die Proben durch Glasfaserfilter (GF/C) filtriert und die Filter tiefgekühlt bis zur Extraktion gelagert. Für die Bestimmung des organischen Materials wurden vorbehandelte (Säure gereinigt und 4 h bei 450 °C) Glasfiltrationseinheiten (MFS) und Glasfaserfilter (GF/F) benutzt. Das Filtrat wurde gekühlt bis zur Messung der optischen Eigenschaften bzw. zur DOC Analyse aufbewahrt. Die Filter wurden bei 60 °C getrocknet und tiefgekühlt für die C : N Analyse gelagert.

Chemische Analysen

Die Untersuchungen zur Wasserchemie wurden vom Institut für Ökologie und Naturschutz (vormals Zoologie), Abt. Limnologie der Universität Wien durchgeführt. Die Parameter wurden nach Standardmethoden analysiert (GOLTERMAN et al. 1978,

PARSONS et al. 1984) (Tab. 2). Nitrat wurde nach MÜLLER & WIEDEMANN (1955) und Chlorid photometrisch (MERCK 1984) bestimmt.

Tab. 2: Parameter und Grundlage der angewendeten Methoden.

Parameter	Methode	Einheit
pH & Alkalinität	mit pH-Meter (Metrohm 651) und anschließender potentiometrischer Endpunktstirration bis pH 4,3.	- / mmol l ⁻¹
Chlorid	photometrisch (l = 490 nm) über Eisen-(III)-thiocyanat	mg l ⁻¹
Phosphorfractionen:	photometrisch (l = 885 nm) als reduzierte alpha-Phosphormolybdänsäure, gelöster und Totalphosphor nach Schwefelsäure/Peroxid Aufschluß.	µg l ⁻¹
Nitrat	photometrisch (l = 420 nm) als Nitrosalicylat.	µg l ⁻¹
Nitrit	photometrisch (l = 543 nm) als Azofarbstoff.	µg l ⁻¹
Ammonium	photometrisch (l = 685 nm) als Indophenolblau, Berthelot - Reaktion.	µg l ⁻¹
Stickstofffraktionen	photometrisch (l = 685 nm) als Indophenolblau nach Schwefelsäure/Peroxid Aufschluß.	µg l ⁻¹
Schwebstoffgehalt	Vorbehandelte Filter (GF/F - 4 h bei 450 °C); nach Filtration über Nacht bei 95 °C trocknen; für Aschgewicht 4 h bei 450 °C	mg l ⁻¹
organischer Anteil	Differenz Trockengewicht - Aschgewicht	mg l ⁻¹
Chlorophyll a (Chl a)	photometrisch nach Kaltextraktion mit Aceton bei 663 nm und 750 nm	µg l ⁻¹

Analysen des organischen Materials

Der Kohlenstoffgehalt der gelösten Fraktion (DOC: dissolved organic carbon) wurde mittels eines Shimadzu Modell „TOC-5000“ C-Analysers (Platinkatalysator auf Quarz) bestimmt (BENNER & STROM 1993). Die optischen Eigenschaften des gelösten organischen Materials wurden bestimmt um Hinweise über dessen Herkunft (terrestrisch oder aquatisch) bzw. Zusammensetzung (Aromatizität) zu bekommen (CHIN et al. 1994). Mittels Spektralphotometer (Hitachi Modell U2000) wurde die Absorption des Filtrats (DOM) bei 250, 280, 300 und 360 nm gemessen, die Streuung (bei 700 nm) abgezogen; Reinstwasser (MilliQ) diente als Referenz (BATTIN 1998).

Die Absorbance (A_λ) wurde mit der Gleichung : $a_l = 2.303 \frac{A_l}{Cr}$ errechnet. λ ist die Messwellenlänge, a die Absorption, r die Küvettenlänge und C die DOC Konzentration (BATTIN 1998). Die Fluoreszenzeigenschaften des gelösten organischen Materials (Filtrat) wurden bei einer Anregung von 370 nm bei einem pH von 2 (Probe mit HCl angesäuert) mit einem Shimadzu Fluorometer Modell RF 1501 (1 cm Quartzküvette) gemessen (MCKNIGHT et al. im Druck). Als Referenz diente Reinstwasser (MilliQ) und wurde von den Probenwerten abgezogen. Zur Charakterisierung der Herkunft des organischen Materials wurde ein Index, das Verhältnis 450 zu 500 nm, herangezogen (MCKNIGHT et al. im Druck). Das C : N Verhältnis des gelösten organischen Materials wurde verwendet um ein Mass für die Qualität (Degradation, biologische Verfügbarkeit) zu erhalten. Für die C : N Analyse des partikulären Materials wurden die Filter über konzentrierter HCl abgeraucht, in Zinnkapseln transferiert und mittels eines Elementaranalysers (EA 1200, CE Instruments, Italy) gemessen (CIFIJENTES et al. 1996). Der Elementaranalyser war über ein ConFlo II Gerät (Finnigan MAT) mit einem Massenspektrometer (Delta^{PLUS}, Finnigan MAT, Bremen, Germany) verbunden. Die wiederholten $\delta^{13}\text{C}$ Messungen eines Referenzmaterials ergaben eine Standardabweichung von 0,10 ‰ vs. Vienna-Pee Dee Belemnite (V-PDB), bei wiederholten $\delta^{15}\text{N}$ Messungen war die Standardabweichung 0,15 ‰ (WANEK, unpubl. Daten).

Statistische Auswertungen

Dateneingabe aller erhobenen Parameter erfolgt in eine Datenbank, gesichert auf der Abt. Limnologie des Institutes für Ökologie und Naturschutz, entsprechend den Vorgaben des Auftraggebers.

Alle statistischen Auswertungen wurden mit dem Software Paket „SPSS for Windows“ berechnet. Eine Beschreibung der statistischen Verfahren findet sich bei RECKENDORFER & BARANYI (2000). Die Unterschiede zwischen den Standorten wurden mittels eines nicht parametrischen Tests (Kruskal Wallis Test) überprüft, da die

Varianzhomogenität nicht in allen Fällen gegeben war (Leven's Test). Der paarweise Vergleich wurde mit dem Tamhane's post hoc test (Tam.p.h.t.) durchgeführt. Der Varianzkoeffizient (Standardabweichung / Mittelwert) wurde zur Darstellung der Heterogenität der unteren Lobau zu unterschiedlichen Wasserständen verwendet (PALMER et al. 1997).

Signifikante lineare, exponentielle oder logarithmische Zusammenhänge zwischen der Distanz zum Schönauer Schlitz und ausgewählten hydrochemischen Parameter wurde berechnet. Die Termine wurden entsprechend der erhobenen Strömungsrichtung in ein- oder ausströmende Situationen differenziert (Tab. 8).

Ergebnisse

Hydrologie

Die Wasserführung der Donau lag über dem langjährigen Mittel, während der Untersuchungsperiode vom 01.02. bis 31.07.1999 wurde zu 93 % Mittelwasser (MW₉₆ lt. KWD 1996, WSD 1998) überschritten (Abb. 3). Niederwasserperioden konnten erst im Herbst festgestellt werden. 2 Hochwasserwellen wurden in diesem Zeitraum erfasst, die erste am 23.02.99 und die zweite zwischen 14. und 27.05.99 mit jeweils einer maximalen Höhe bei HSW (HSW₉₆ lt. KWD 1996, WSD 1998). Kleine Hochwasserwellen ereigneten sich Anfang März bzw. Mitte Juli und Ende Juli. Das Schönauer Wasser (LP 1) vollzog die Pegelschwankungen der Donau ab ca. Mittelwasser mit. Bei LP 17 (Kühwörther Wasser) kam es nur bei Hochwasserereignissen zu deutlichen Pegeländerungen und zu annähernd ausgespiegelten Verhältnissen mit dem Schönauer Wasser (LP 1) (GRUPPE WASSER 1997).

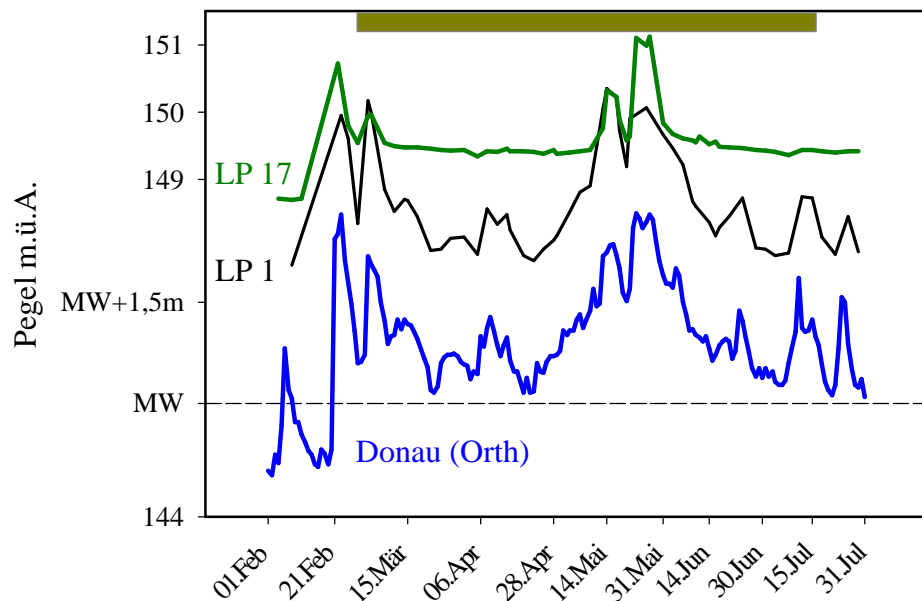


Abb. 3: Pegel Orth (Donau), Pegeldata innerhalb des Ausystems, Standorte der Lattenpegel lt. Abb. 2. MW: Mittelwasser laut KWD 1996 (WSD 1998). Balken deutet Untersuchungsperiode an.

Das Ausmass der derzeitigen Vernetzung mit der Donau läßt sich anhand des Zusammenhangs der Beckenpegel mit dem Donauegel darstellen (Abb. 4, 5). Bei der Schönauer Traverse (LP 1) fand sich für den Untersuchungszeitraum (93% über MW) ein signifikanter linearer Zusammenhang mit der Donau, während oberhalb der Gänshaufentraverse (LP 17 im Kühwörther Wasser) erst ab der Wehroberkante (Beckenpegel: 149,5 M.ü.A.) ein linearer Zusammenhang gefunden werden konnte. Im Lausgrund (LP 42), einem Seitenarm, konnte erst über 148 M.ü.A. (Pegel Orth), das entspricht einem einjährigem Hochwasserereignis, ein linearer Zusammenhang mit dem Strom nachgewiesen werden (RECKENDORFER & HEIN 2000). Die Wirkung rückstauender Hochwässer auf die einzelnen Becken ist vor allem durch die Lage der Hochpunkte (Wehranlagen, Furten) kontrolliert und nimmt mit Entfernung zum Schönauer Schlitz deutlich ab.

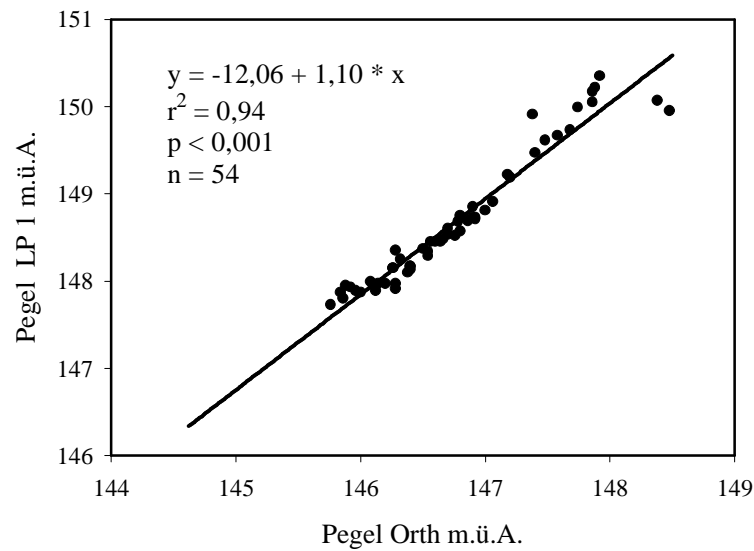


Abb. 4: Pegelstände bei LP 1 (oberhalb Schönauer Traverse) entsprechend dem Wasserstand der Donau von 1. Feber bis 31. Juli 1999.

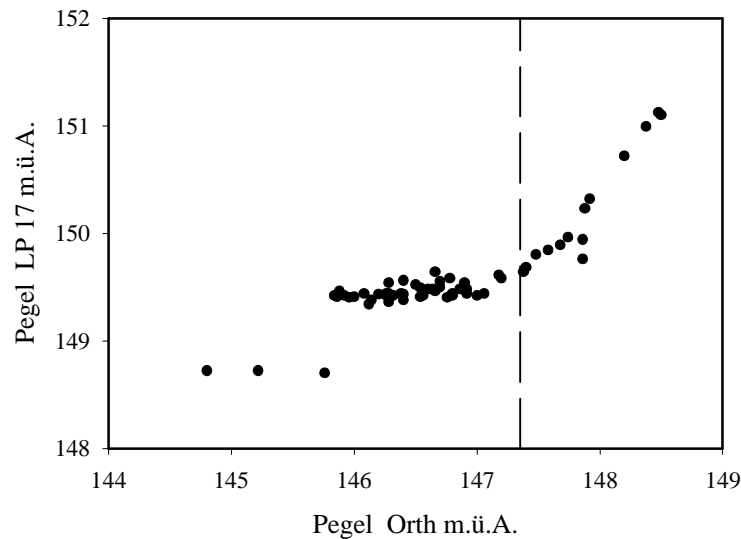


Abb. 5: Pegelstände bei LP 17 (oberhalb Gänshaufentraverse) entsprechend dem Wasserstand der Donau von 1. Feber bis 31. Juli 1999. Strichlierte Linie markiert Beginn der Anbindung (RECKENDORFER & HEIN 2000).

Standortvergleich charakteristischer Parameter

Zur Darstellung genereller Trends und Unterschiede zwischen den Standorten, wurden die statistischen Kenngrößen tabellarisch zusammengefasst und auf ihre signifikanten Unterschiede (Tam.p.h.t., $p < 0,05$) getestet.

Geochemische Parameter (Tab. 3)

Leitfähigkeit und Alkalität zeigten einen ähnlichen Trend, mit Entfernung von der Donau (Entfernung vom Schönauer Schlitz) nahmen die Mittelwerte zu und die Standardabweichungen ab. Die Standorte oberhalb der Gänshaufentraverse (2008 – 2013) waren bei beiden Parametern im Mittel signifikant höher als die Donau (2014). Die Abnahme der Standardabweichungen spiegelt die konstanten hydrologischen Bedingungen in den oberen Bereichen (2008 – 2013) wider. Die Chloridwerte schwankten in der Unteren Lobau nur geringfügig, das Minimum (8 mg l^{-1}) wie auch das Maximum (22 mg l^{-1}) konnte in der Donau festgestellt werden.

Tab. 3: Statistische Kenngrößen ausgewählter geochemischer Parameter. MW: Mittelwert, Stdabw: Standardabweichung. Gewässerabschnitte: SS: Schönauer Schlitz, MH: Mannsdorfer Hagel, ST: Schönauer Traverse, SW: Schönauer Wasser, GT: Gänshaufentraverse, KW: Kühwörther Wasser, MF: Mühlleitner Furt, MW: Mittelwasser, EW: Eberschüttwasser, D: Donau.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max
Leitfähigkeit $\mu\text{S cm}^{-1}$	2001	SS	8	396	56	317	467
	2002	MH	8	383	53	321	448
	2003	ST	8	417	73	309	506
	2005	SW	7	428	62	336	503
	2006	GT	8	460	40	377	504
	2008	KW	7	489	26	452	520
	2010	MF	8	504	17	472	525
	2011	MW	7	501	23	451	518
	2012	MW	8	500	15	470	515
	2013	EW	7	497	23	449	515
	2014	D	7	353	47	316	446

Fortsetzung Tab. 3.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max
Alkalinität mmol l ⁻¹	2001	SS	8	3,22	0,46	2,54	3,70
	2002	MH	8	3,11	0,41	2,58	3,60
	2003	ST	8	3,47	0,67	2,60	4,54
	2005	SW	7	3,69	0,65	2,68	4,54
	2006	GT	8	3,96	0,47	3,08	4,58
	2008	KW	7	4,37	0,25	3,90	4,72
	2010	MF	8	4,51	0,15	4,20	4,68
	2011	MW	7	4,53	0,05	4,48	4,64
	2012	MW	8	4,43	0,07	4,34	4,54
	2013	EW	7	4,42	0,07	4,32	4,52
	2014	D	7	2,83	0,26	2,54	3,30

Gelöste anorganische Nährstoffe (Tab. 4)

Die mittleren Nährstoffkonzentrationen sanken vom Schönauer Schlitz flussaufwärts. Signifikant höhere Nitrat- wie auch Orthophosphatwerte konnten im Schönauer Wasser und Mannsdorfer Hagel (2001 - 2003) nachgewiesen werden, das auf einen stärkeren Donaeinfluss hinweist (HEIN et al. 1999a). Die Standorte oberhalb der Gänshaufentraverse zeigten auch wesentlich geringere Maximalwerte beim Phosphat und Nitrat als unterhalb. Der Eintrag von Donauwasser bei einjährigen Hochwasserereignissen konnte oberhalb der Gänshaufentraverse nur mehr deutlich abgeschwächt bzw. stark verdünnt festgestellt werden. Die Ammoniumkonzentrationen zeigten einen ähnlichen, wenn auch nicht so deutlich ausgeprägten Trend, geringere Werte oberhalb der Gänshaufentraverse. Die derzeitige Vernetzung führt generell zu einem höheren mittleren Nährstoffniveau im Schönauer Wasser und Mannsdorfer Hagel im Vergleich zu den anderen Abschnitten der Unteren Lobau.

Tab. 4: Statistische Kenngrößen ausgewählter nährstoffchemischer Parameter,
Gewässerabkürzungen siehe Tab. 3.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max	
PO ₄ -P µg l ⁻¹	2001	SS	8	12	15	1	43	
	2002	MH	8	16	14	1	44	
	2003	ST	8	11	15	1	44	
	2005	SW	7	1	1	0	2	
	2006	GT	8	1	1	0	3	
	2008	KW	7	1	0	0	1	
	2010	MF	8	1	0	1	1	
	2011	MW	7	1	0	1	2	
	2012	MW	8	2	1	1	4	
	2013	EW	7	1	0	1	1	
	2014	D	7	20	10	11	41	
	NO ₃ -N µg l ⁻¹	2001	SS	8	1457	860	491	3199
		2002	MH	8	1679	840	696	3255
		2003	ST	8	1187	918	210	3237
2005		SW	7	597	348	243	1181	
2006		GT	8	583	729	73	2255	
2008		KW	7	122	85	68	306	
2010		MF	8	146	148	63	501	
2011		MW	7	114	55	65	223	
2012		MW	8	162	123	73	427	
2013		EW	7	117	47	72	196	
2014		D	7	1810	650	1401	3199	
NH ₄ -N µg l ⁻¹		2001	SS	8	28	33	2	102
		2002	MH	8	28	32	0	95
		2003	ST	8	43	39	2	114
	2005	SW	7	25	30	0	88	
	2006	GT	8	16	11	0	30	
	2008	KW	7	9	10	0	26	
	2010	MF	8	9	6	0	15	
	2011	MW	7	8	6	0	17	
	2012	MW	8	10	9	2	26	
	2013	EW	7	13	9	2	22	
	2014	D	7	44	30	17	107	

Partikuläre Parameter (Tab. 5)

Die mittlere anorganische Schwebstoffkonzentration (PIM) war in der Donau sowie im Bereich des Schönauer Schlitzes (2001) und im Mannsdorfer Hagel (2002) signifikant höher als im übrigen Augebiet. Oberhalb der Schönauer Traverse waren auch die Maximalwerte weit unter den Schwebstoffkonzentrationen der Donau bei Hochwasserführung (NACHTNEBEL et al. 1998). Der organische Anteil war in der Donau (2014) und im untersten Aubereich (2001, 2002) geringfügig höher als weiter flussaufwärts. Die höchsten Chl *a* Werte wurden entsprechend der nährstoffchemischen Situation im Schönauer Wasser unterhalb der Schwadorfer Furt und im Mannsdorfer Hagel (2001 – 2005) festgestellt, wobei Maximalwerte wie in Regelsbrunn nicht erreicht wurden (Hein et al. 1999b). Beim partikulär gebundenen Phosphor zeigte sich ein abnehmender Trend (2008 – 2013) mit zunehmender Entfernung von der Donau, beim Stickstoff konnte eine ähnliche Tendenz festgestellt werden.

Tab. 5: Statistische Kenngrößen ausgewählter partikulärer Parameter. PIM: particulate inorganic matter – partikuläres anorganisches Material, POM: particulate organic matter– partikuläres organisches Material, Chl *a*: Chlorophyll *a*, Ppart: partikulär gebundener Phosphor, Gewässerabkürzungen siehe Tab. 3.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max
PIM	2001	SS	11	54,41	54,61	3,08	162,51
mg l ⁻¹	2002	MH	10	57,13	84,16	3,42	278,55
	2003	ST	11	9,58	9,92	0,03	31,08
	2005	SW	9	2,04	1,81	0,03	5,70
	2006	GT	10	1,94	2,20	0,03	7,44
	2008	KW	9	1,39	1,40	0,08	4,71
	2010	MF	10	0,63	0,79	0,04	2,50
	2011	MW	10	0,87	1,14	0,00	3,91
	2012	MW	10	1,05	1,41	0,05	4,92
	2013	EW	8	0,57	0,34	0,04	0,91
	2014	D	9	103,64	53,77	14,60	184,49
POM	2001	SS	11	7,65	3,49	3,96	14,48
mg l ⁻¹	2002	MH	10	6,88	5,49	2,54	20,81
	2003	ST	11	3,68	1,05	2,01	4,90

Fortsetzung Tab. 5.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max
POM mg l ⁻¹	2005	SW	9	3,18	1,04	1,75	4,68
	2006	GT	10	2,38	0,89	1,32	4,14
	2008	KW	9	2,08	0,75	1,01	3,67
	2010	MF	10	1,69	0,64	0,88	2,78
	2011	MW	10	2,18	0,86	1,30	4,38
	2012	MW	10	2,68	2,02	1,17	8,06
	2013	EW	8	2,14	0,41	1,75	3,00
	2014	D	9	10,13	4,09	3,08	15,97
Chl <i>a</i> µg l ⁻¹	2001	SS	7	17	7	8	31
	2002	MH	7	14	8	6	29
	2003	ST	7	12	8	2	27
	2005	SW	7	11	6	2	18
	2006	GT	7	7	3	2	11
	2008	KW	7	6	3	3	10
	2010	MF	7	4	3	1	9
	2011	MW	7	4	2	1	6
	2012	MW	7	5	3	2	8
	2013	EW	6	4	2	3	9
Ppart µg l ⁻¹	2001	SS	8	60	31	31	117
	2002	MH	8	52	26	30	98
	2003	ST	8	28	12	11	44
	2005	SW	7	23	7	9	29
	2006	GT	8	21	13	5	49
	2008	KW	7	16	4	9	21
	2010	MF	8	12	4	6	16
	2011	MW	7	11	3	7	14
2012	MW	8	13	8	7	31	
2013	EW	6	13	4	7	16	
2014	D	6	86	28	48	125	

Organisches Material (Tab. 6, 7)

In der Donau war das organische Material über 50 % in der partikulären Fraktion gebunden. Neben dem partikulärem Kohlenstoff zeigte auch der Stickstoff wie auch das C : N Verhältnis eine ähnliche Tendenz, signifikant höhere Werte in der Donau, während zwischen den Standorten in der Unteren Lobau keine Unterschiede feststellbar waren (Tab. 6). Das C : N Verhältnis der partikulären Fraktion war in den Augewässern durch Werte um 6 charakterisiert, das auf einen starken Einfluss aquatischer Quellen deutete (HEIN 1999a). Dieser Trend wurde auch durch die $\delta^{13}\text{C}$ Werte bestätigt, die positivsten Werte wurden für die Donau ermittelt, während in den Augewässern Signaturen um -30 ‰ herrschten (Tab. 6).

Tab. 6: Statistische Kenngrößen ausgewählter partikulärer Parameter. POC: particulate organic carbon – partikulärer organischer Kohlenstoff, $\delta^{13}\text{C}$: relativer Anteil des schweren Isotopes (^{13}C), Gewässerabkürzungen siehe Tab. 3.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max
POC $\mu\text{g l}^{-1}$	2001	SS	5	1021	591	378	1839
	2003	ST	5	456	233	271	853
	2006	GT	6	704	224	411	1055
	2010	MF	4	394	275	15	600
	2013	EW	5	595	195	352	811
	2014	D	5	5441	1204	4182	7082
C : N	2001	SS	5	10,02	5,30	5,15	15,96
	2003	ST	5	7,46	3,64	4,99	13,82
	2006	GT	6	6,41	0,52	5,77	7,36
	2010	MF	4	6,22	0,48	5,79	6,75
	2013	EW	5	6,32	0,87	5,06	7,49
	2014	D	5	23,46	4,43	18,72	29,40
$\delta^{13}\text{C}$ ‰	2001	SS	5	-22,32	8,70	-31,22	-12,65
	2003	ST	5	-26,63	9,00	-34,32	-12,88
	2006	GT	6	-31,14	1,99	-33,35	-28,47
	2010	MF	4	-30,13	0,69	-30,77	-29,20
	2013	EW	5	-30,68	2,45	-33,04	-27,01
	2014	D	5	-9,16	2,03	-11,74	-6,51

Diese Befunde sprechen für eine Dominanz lebenden planktischen Materials in der partikulären Phase (HEIN unveröffentlichte Daten).

Die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) nahm tendenziell in den isolierten Bereichen zu, in der Donau wurden die geringsten Mittelwerte gefunden. Das gelöste organische Material war bei allen Standorten durch refraktäres terrestrisches Material dominiert (Tab. 7). Vor allem die hohen C : N Werte wie auch die optischen Eigenschaften (Fluoreszenzindex < 1,37) deuteten darauf hin (MCKNIGHT et al. im Druck). Die Standorte der Unteren Lobau waren generell durch höhere Standardabweichungen bei den C : N Werten als in der Donau charakterisiert. Gelöster organischer Phosphor konnte nur in Konzentrationen < 5 µg l⁻¹ nachgewiesen werden, das in Kombination mit den anderen Befunden zeigte, dass mikrobiell verfügbare Komponenten (niedermolekulare Zucker und Aminosäuren) nur in geringen Mengen vorhanden sein dürften (vgl. KARGL nicht veröffentlichte Daten vom Regelsbrunner Alarmsystem). Dennoch genügen gerade diese kleinen Mengen um den mikrobiellen Stoffwechsel quantitativ aufrecht zu erhalten (ZEPP & SONNTAG 1995). Die bakterielle Biomasse ist im Kühwörther Wasser wesentlich höher als in dynamischeren Ausystemen (HEIN et al. 1999a).

Tab. 7: Statistische Kenngrößen ausgewählter gelöster Parameter. DOC: dissolved organic carbon – gelöster organischer Kohlenstoff, Abkürzungen siehe Tab. 3.

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max
DOC	2001	SS	8	3,03	1,01	2,12	4,82
mg l ⁻¹	2002	MH	8	3,54	1,39	2,41	6,66
	2003	ST	8	3,32	1,37	2,22	6,24
	2005	SW	7	4,06	1,30	2,66	6,44
	2006	GT	8	3,89	1,10	2,64	5,65
	2008	KW	7	5,00	3,13	2,98	11,96
	2010	MF	7	3,66	0,65	2,89	4,53
	2011	MW	7	4,81	3,03	2,04	10,99
	2012	MW	8	3,47	1,37	2,42	5,67
	2013	EW	7	3,25	0,62	2,61	4,12
	2014	D	7	2,70	0,45	2,19	3,58

Fortsetzung Tab. 7

Parameter	Standort	Gewässer	Anzahl	MW	Stdabw	Min	Max	
UV RATIO	2001	SS	8	5,86	0,67	5,10	7,00	
250 / 360 nm	2002	MH	8	5,64	0,64	5,10	7,00	
	2003	ST	8	5,47	0,47	4,75	6,38	
	2005	SW	7	5,91	0,61	5,41	7,00	
	2006	GT	8	5,52	0,36	5,00	6,00	
	2008	KW	7	5,57	0,37	4,81	5,92	
	2010	MF	7	5,36	0,33	4,86	5,80	
	2011	MW	7	5,26	0,34	4,71	5,77	
	2012	MW	8	5,10	0,47	4,33	5,67	
	2013	EW	7	5,29	0,37	4,72	5,78	
	2014	D	7	5,26	0,37	5,00	5,94	
	C : N	2001	SS	8	15,41	5,29	9,31	24,04
		2002	MH	8	19,02	9,68	11,53	35,60
		2003	ST	8	15,66	5,84	9,24	29,00
		2005	SW	7	18,72	3,87	15,68	27,03
2006		GT	8	20,13	5,40	14,34	29,81	
2008		KW	7	23,15	11,07	13,68	46,70	
2010		MF	7	19,14	3,48	15,01	24,70	
2011		MW	7	30,11	25,93	8,75	87,23	
2012		MW	8	21,02	9,64	11,82	41,22	
2013		EW	7	21,22	5,20	12,92	29,61	
2014		D	7	15,20	1,84	12,71	17,57	

Sauerstoff, pH Wert

Die Sauerstoffkonzentrationen waren im Mittel über 100 % im Schönauer Wasser und Mannsdorfer Hagel (2001 – 2005), während in den weiter flussaufwärts gelegenen Bereichen (2010 –2013) mittlere Sättigungen unter 90 % herrschten. Die pH-Werte lagen durchwegs knapp unter 8. Der abnehmende Trend bei den mittleren Sauerstoffsättigungen wie auch der mittlere pH- Wert sprechen für intensivere heterotrophe Prozesse in den isolierteren Bereichen (HEIN 1999b).

Hydrochemische Heterogenität der Unteren Lobau

Zur Darstellung der Heterogenität des gesamten Untersuchungsgebietes wurden Varianzkoeffizienten pro Termin von 2 charakteristischen chemischen Parametern herangezogen (TOCKNER et al. im Druck). Die Effekte der derzeitigen hydrologischen Konnektivität der Unteren Lobau mit der Donau wurde anhand der Indikatorparameter Alkalität (geochemischer Parameter) und Nitratgehalt (nährstoffchemischer Parameter) nachvollzogen (HEIN et al. 1996). Der höchste mittlere Nitratgehalt konnte am 03.03.99 gemessen werden, während der Hochwasserphase im Mai wurden mittlere Konzentrationen zwischen 300 und 800 $\mu\text{g l}^{-1}$ erreicht (Abb. 6A). Es bestand ein hoch signifikanter Zusammenhang zwischen dem Varianzkoeffizienten von Nitrat (Basis: alle Auenstandorte pro Termin) und dem Wasserstand der Donau (Abb. 6B). Die mittleren Nitratkonzentrationen für das gesamte Auegebiet stiegen zwar kaum mit dem Donauwasserstand, aber die Standardabweichungen nahmen tendenziell ab. Dies führte zu einem Sinken der nährstoffchemischen Heterogenität, der stärkere Einfluss der Donau manifestierte sich in einer geringeren Schwankungsbreite. Neben der Vernetzung durch rücklaufende Hochwässer im Hauptgewässerzug war auch die Durchlässigkeit des Marchfeldschutzdammes (BAUMGARTNER mündliche Mitteilung) für homogenere Verhältnisse im gesamten Auebereich verantwortlich.

Die mittlere Alkalität der Unteren Lobau schwankte nur geringfügig um 4 mmol l^{-1} (Abb. 7A). Mit steigendem Wasserstand nahmen die Mittelwerte signifikant (lineare Regression, $r^2 = 0,73$; $p < 0,01$) ab, während die Standardabweichungen tendenziell stiegen. Für die geochemische Situation wurde daher der gegenläufige Trend festgestellt (Abb. 7B). Der Varianzkoeffizient der Alkalität nahm mit steigendem Wasserstand zu. Der Grund dafür dürften die unterschiedlichen Wege des Donauwassereintrages sein. Die untersten Bereiche (Standorte 2001 - 2006) zeigten aufgrund des massiven Eintrages von Donauwasser deutlich geringere Werte bei Hochwasser, während über Sickerwasser gespeiste Bereiche (Standorte 1, 34, 60, 76) durch geringfügig geänderte Leitfähigkeiten charakterisiert waren.

Beide Effekte führen insgesamt zu einer Zunahme der räumlichen Heterogenität, die z.B. in Regelsbrunn nicht gefunden wurde (TOCKNER et al. im Druck). Die Art des Eintrages hat nicht nur mechanische Konsequenzen in Form von Sedimentumlagerungen, sondern ändert auch die hydrochemischen Gegebenheiten.

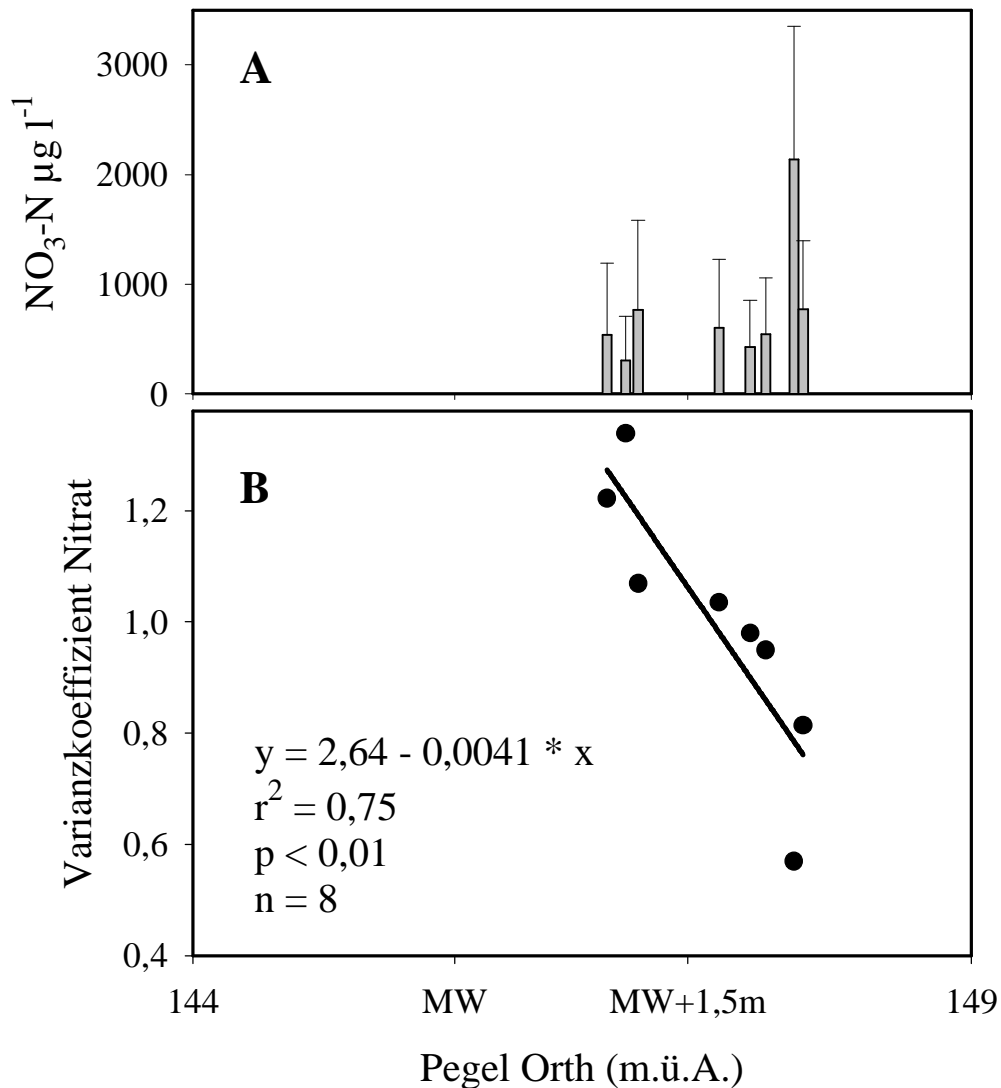


Abb. 6: A) Mittelwert und Standardabweichung pro Termin für Nitrat in Abhängigkeit zum Wasserstand der Donau. B) Zusammenhang Wasserstand mit dem Varianzkoeffizient von Nitrat für die einzelnen Termine, MW: Mittelwasser lt. KWD 1996 (WASSERSTRASSENDIREKTION 1998).

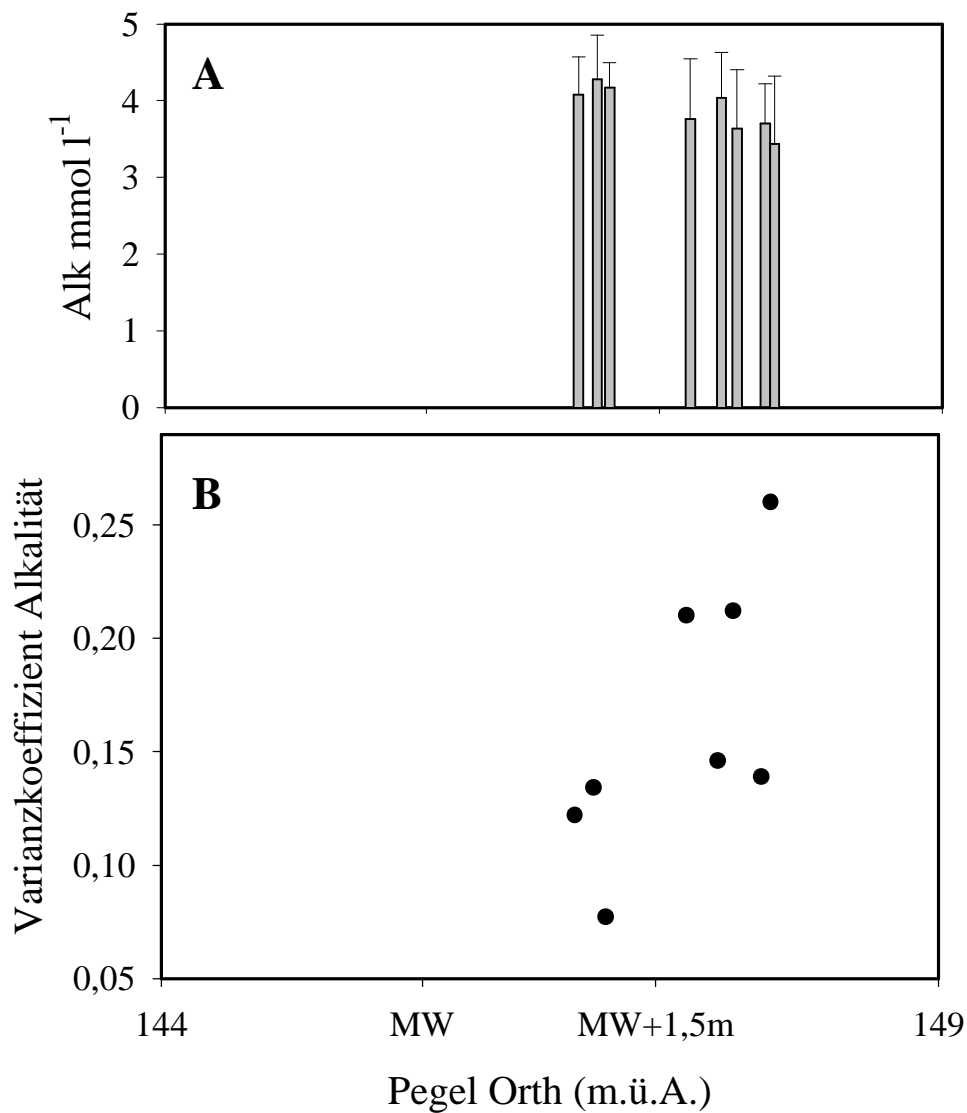


Abb. 7: A) Mittelwert und Standardabweichung pro Termin für Alkalität in Abhängigkeit zum Wasserstand der Donau. B) Zusammenhang Wasserstand mit dem Varianzkoeffizient von Alkalität für die einzelnen Termine, MW: Mittelwasser lt. KWD 1996 (WASSERSTRASSENDIREKTION 1998).

Räumliche Darstellung des Einflusses der Donau

Die Themenkarten wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems erstellt. Zur Darstellung wurde ein geochemischer Parameter (Leitfähigkeit) sowie ein Nährstoffparameter (Nitrat) verwendet, die Konzentrationen in der Au wurden relativ zum Donauwert (2014) aufgetragen.

Zur übersichtlichen Darstellung wurden ausgewählte Standorte des Projektes „Life“ und des Projektes „Dotation Lobau“ präsentiert (Abb. 8). Die Donau zeigte bei Hochwasser am 18.05.99 einen niederen Leitfähigkeits- und Nitratwert (LF: 20 % geringer, NO₃: 30 % geringer) als bei Mittelwasser am 14.04.99. Aufgrund der unterschiedlichen Werte in der Donau sind geringfügige Unterschiede in den Augewässern nicht identifizierbar. Generell kam es bei isolierten Bereichen (Standorte: 2008 - 2013, UL1, 24, 31, 42) und nur über Sickerwasser gespeisten Bereiche (Standorte: 1, 34, 60, 76) zu höheren Leitfähigkeitswerten, während in direkt donaubeeinflussten Bereichen (Standorte: 2001 – 2003, 2005) mitunter deutliche Abnahmen bei HW im Mai festzustellen waren.

In Relation zum Donauwert stiegen bei HW die Nitratwerte im Schönauer Wasser bis zur Gänshaufentraverse und in dammnahen Bereichen, wo der Marchfeldschutzdamm entsprechend durchlässig ist (Standorte: 1, 34, 60, 76). Des Weiteren konnten höhere Werte bei HW im Bereich Brunnader (Standort: 87) wie auch in Seitengewässern des Kühwörther Wassers (Standort: 90) gefunden werden, ein Hinweis auf dynamischere Grundwasserverhältnisse in diesem Bereich. Die Standorte 2001 – 2003 (Schönauer Wasser, Mannsdorfer Hagel) zeigten bereits ab MW höhere Nitratkonzentrationen als die Bereiche flussaufwärts. Der Eintrag von Nährstoffen aus der Donau führt aufgrund der mangelnden hydrologischen Dynamik (hohe Retentionszeiten) lokal zur Steigerung des Primärproduktionspotentials und kann durch gesteigerte Biomasseproduktion positiv auf die autochthone Verlandungstendenz wirken (HEIN & SCHAGERL 1997).

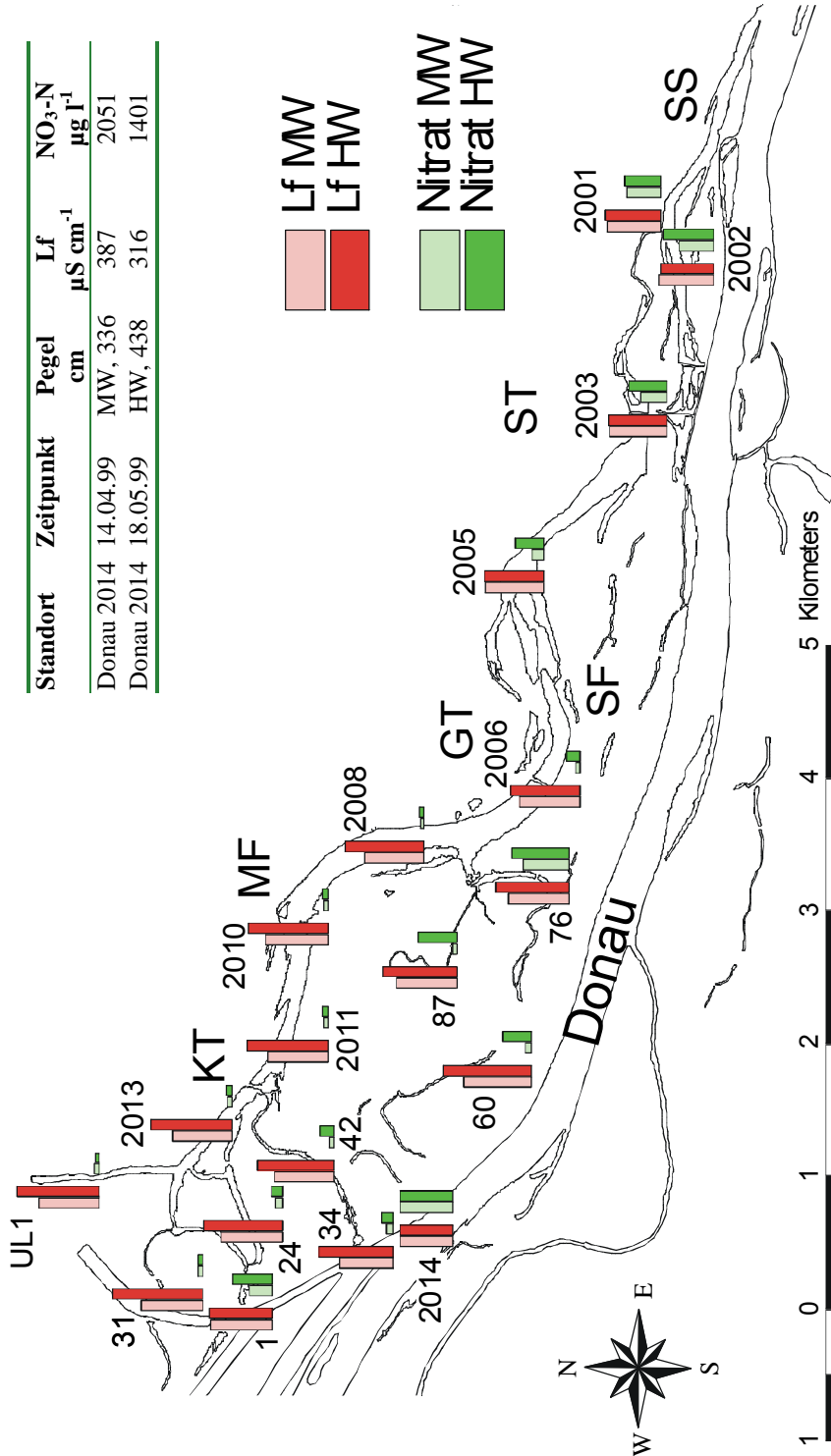


Abb. 8: Leitfähigkeits- und Nitratwerte zu 2 Terminen (MW: 14.04.99, HW: 18.05.99) in Relation zu den Donauwerten. Tabelle Donauwerte (2014) zu den genannten Terminen. Abkürzungen siehe Tab. 1.

Zum Vergleich der Effekte von ein- und ausströmenden Hochwasserphasen wurden 2 Termine im Mai (14.05.99, 31.05.99) und 3 Parameter (Leitfähigkeit, Nitrat, PIM: particulate inorganic matter (anorganischer Anteil der Schwebstoffe)) im Hauptgewässerzug herangezogen, die Werte wurden relativ zu den Donauwerten aufgetragen (Abb. 9). Die Donauwerte der beiden Termine (siehe Tabelle Abb. 9) waren nur bei den anorganischen Schwebstoffen (PIM) unterschiedlich, am 31.05.99 um fast 100 % höher als am 14.05.99.

Die geochemische Situation im Hauptgewässerzug war nur geringfügig unterschiedlich. In den obersten Bereichen (2010 – 2013) wurden zu beiden Terminen die höchsten Werte gemessen, flussabwärts (2005 – 2008) konnte ein leichter Anstieg während der ausströmenden Situation verzeichnet werden und im direkten Einflussbereich (2001 – 2003) der Donau konnten fast identische Leitfähigkeitswerte wie in der Donau ermittelt werden. Die Nitratkonzentrationen waren im Kühwörther Wasser (2006, 2008) und im Schönauer Wasser oberhalb der Schönauer Traverse (2005) durch deutlich geringere Werte während der ausströmenden Situation geprägt. Der anorganische Schwebstoffgehalt ist bei Hochwasser in der Donau stark erhöht (PRAZAN 1994, NACHTNEBEL et al. 1998) und weist daher in Altarmen auf einen direkten Eintrag aus der Donau hin (HEILER et al. 1995). Die höchsten anorganischen Schwebstoffkonzentrationen (PIM) in der Au wurden bis zum Bereich Schönauer Traverse gefunden (Abb. 9). Oberhalb der Mühlleitner Furt (2010 – 2013) konnten keine Unterschiede zwischen den Situationen bei den dargestellten Parametern festgestellt werden.

Die beiden Phasen einer Hochwasserwelle (Hochwasserpeak bei HSW) zeigen, einerseits dass gelöste Komponenten (z.B. Nitrat) aus der Donau auch den Bereich oberhalb der Gänshaufentraverse erreichen, während die partikulären Komponenten nur bis zur Schönauer Traverse gelangen, wo auch die mächtigsten Feinsedimentauflagen im Hauptgewässerzug festgestellt wurden (RECKENDORFER & HEIN 2000). Andererseits werden die eingetragenen Nährstoffe nicht mehr zur Gänze ausgetragen und verbleiben in den Altarmabschnitten.

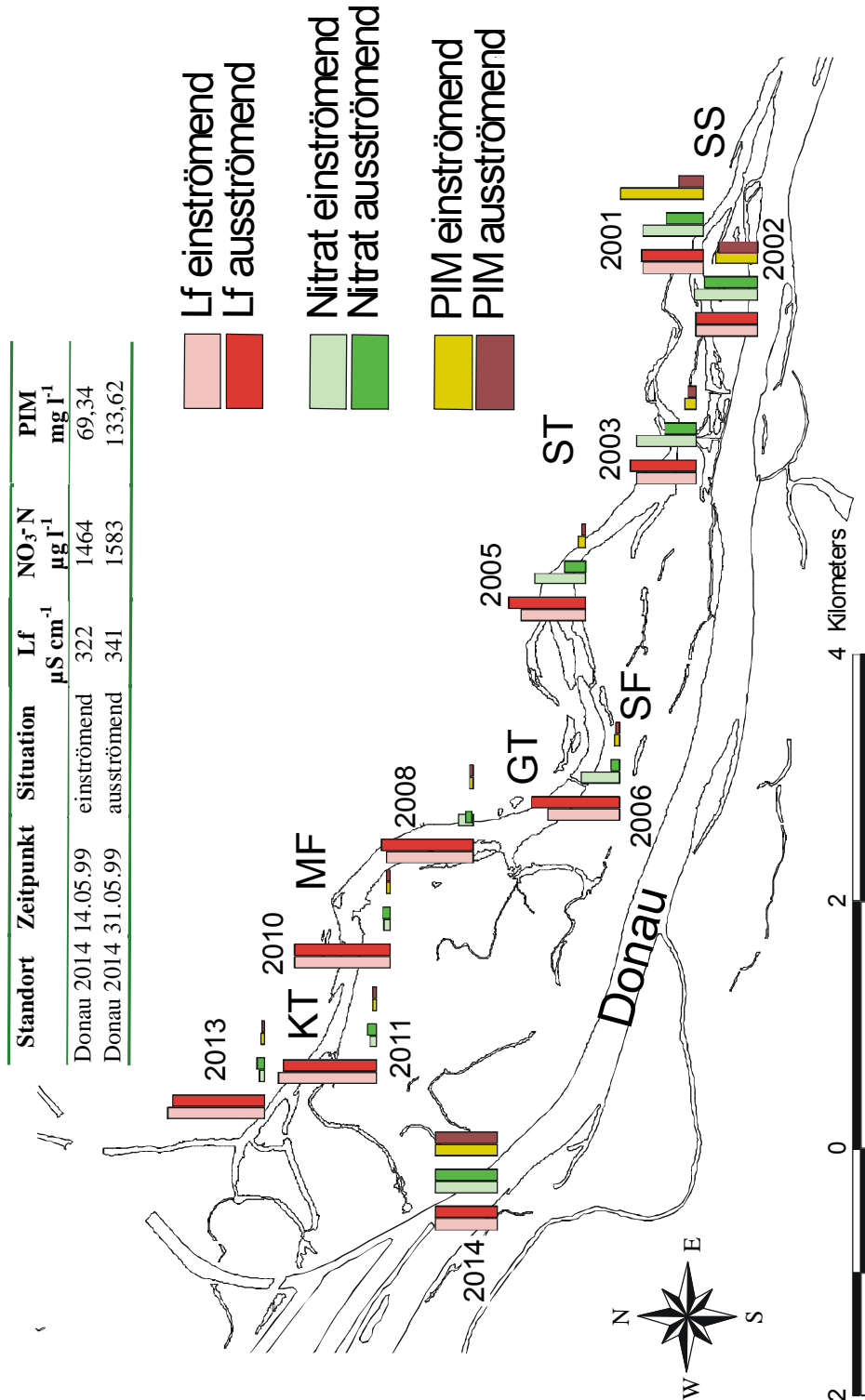


Abb. 9: Leitfähigkeits-, Nitratwerte und anorganische Schwebstoffkonzentrationen (PIM: particulate inorganic matter) zu 2 Terminen (einströmend: 14.05.99, ausströmend: 31.05.99) in Relation zu den Donauwerten. Tabelle Donauwerte (2014) zu den genannten Terminen. Abkürzungen siehe Tab. 1.

Hochwasserdynamik im Hauptgewässerzug der Unteren Lobau

Alle Untersuchungstermine wurden anhand der aufgenommenen Strömungsrichtungen in 2 Situationen klassifiziert: einströmend (Wasser wurde von der Donau beim Schönauer Schlitz flussaufwärts gedrückt) und ausströmend (der Altarm floss in Richtung Schönauer Schlitz) (Tab. 8).

Tab. 8: Untersuchungstermine, Wasserstand der Donau und Klassifikation anhand der aufgenommenen Strömungsrichtung.

TERMINE	WASSERSTAND DONAU PEGEL ORTH (CM)	SITUATION
23.02.99	518	ein strömend
03.03.99	456	ein strömend
15.03.99	356	aus strömend
14.04.99	336	aus strömend
14.05.99	462	ein strömend
18.05.99	438	aus strömend
21.05.99	408	ein/aus strömend
26.05.99	508	ein strömend
31.05.99	428	aus strömend
09.06.99	348	aus strömend
12.07.99	350	aus strömend

Mit Hilfe von Regressionsanalysen wurden die klassifizierten Situationen getrennt betrachtet und hinsichtlich charakteristischer chemischer Parameter in Bezug zur Entfernung vom Schönauer Schlitz analysiert (Tab. 9). Es zeigte sich, dass durchwegs hoch signifikante ($p < 0,001$) Zusammenhänge für jede Situation gefunden wurden, sich die klassifizierten Situationen (ein- und ausströmend) aber nicht unterschieden.

Leitfähigkeit stieg linear mit der Entfernung vom Schönauer Schlitz bei Ein- und Austrag, die Unterschiede der Einzelmessergebnisse zwischen den Terminen war durch die Schwankungen der Donauwerte bedingt. Die Phosphatkonzentrationen waren beim Eintrag und Austrag bis zur Schönauer Traverse (Standort 2003) erhöht. In beiden Situationen waren die Messwerte deutlich höher als in oberen Altarmabschnitten (2005 – 2013). Beim Nitrat wurden während der einströmenden Phase höhere Konzentrationen

vom Schönauer Schlitz bis zur Mühlleitner Furt (2001 – 2010) ermittelt (Abb. 10). Mit Abklingen der Hochwasserwelle kam es generell zu reduzierten Nitratkonzentrationen im Hauptgewässerzug, um rund 40 % geringere Nitratkonzentrationen wurden für das Schönauer Wasser (2003) berechnet. Auffallend war auch der saisonale Einfluss auf die Nitratkonzentrationen, die höchsten Werte wurden im März 1999 gemessen. Dies entspricht auch dem saisonalen Verlauf der Nitratkonzentrationen im Hauptstrom, charakterisiert durch höhere Konzentrationen während der Wintermonate (WEILGUNI et al. 2000).

Tab. 9: Ergebnisse der Regressionsmodelle für charakteristische Parameter in Abhängigkeit zum Abstand der Standorte von der Donau für die 2 Situationen differenziert. Lf: Leitfähigkeit, PIM: particulate organic matter, POC: particulate organic carbon, C : N: C : N Verhältnis des partikulären organischen Materials, $\delta^{13}\text{C}$: ^{13}C Wert des partikulären organischen Materials in Relation zum Referenzmaterial. aus: ausströmend (Tab. 8), ein: einströmend (Tab. 8), exp. decay: exponentielle Abnahme.

Parameter	Situation	Zusammenhang	Gleichung	r ²	p	n
Lf	aus	linear	$y = 400 + 0,0165 \cdot x$	0,56	< 0,001	67
Lf	ein	linear	$y = 347 + 0,021 \cdot x$	0,65	< 0,001	40
PO ₄ -P	aus	quadratisch	$y = 8,82 - 0,004 \cdot x + 4 \cdot 10^{-7} \cdot x^2$	0,40	< 0,001	53
PO ₄ -P	ein	linear	$y = 24,19 - 0,0037 \cdot x$	0,56	< 0,001	29
NO ₃ -N	aus	exp. decay	$y = 65,92 + 1335^{(-0,0005 \cdot x)}$	0,70	< 0,001	53
NO ₃ -N	ein	exp. decay	$y = -2249 + 4358^{(-0,0001 \cdot x)}$	0,57	< 0,001	29
PIM	aus	logarithm.	$y = 43 - 4,8 \cdot \ln(\text{abs}(x + 150,01))$	0,59	< 0,001	67
PIM	ein	logarithm.	$y = 279 - 32 \cdot \ln(\text{abs}(x + 304,58))$	0,54	< 0,001	46
POC	aus	logarithm.	$y = 3097 - 332 \cdot \ln(\text{abs}(x + 150))$	0,92	< 0,001	15
POC	ein	logarithm.	$y = 3191 - 307 \cdot \ln(\text{abs}(x + 150))$	0,96	< 0,001	12
C : N	aus	logarithm.	$y = 14,71 - 1,1 \cdot \ln(\text{abs}(x + 150))$	0,90	< 0,001	15
C : N	ein	logarithm.	$y = 30,65 - 2,8 \cdot \ln(\text{abs}(x + 183))$	0,90	< 0,001	12
$\delta^{13}\text{C}$	aus	logarithm.	$y = -29 - 0,37 \cdot \ln(\text{abs}(x - 62,6))$	0,80	< 0,001	15
$\delta^{13}\text{C}$	ein	logarithm.	$y = 41,7 - 8,1 \cdot \ln(\text{abs}(x + 752))$	0,87	< 0,001	12

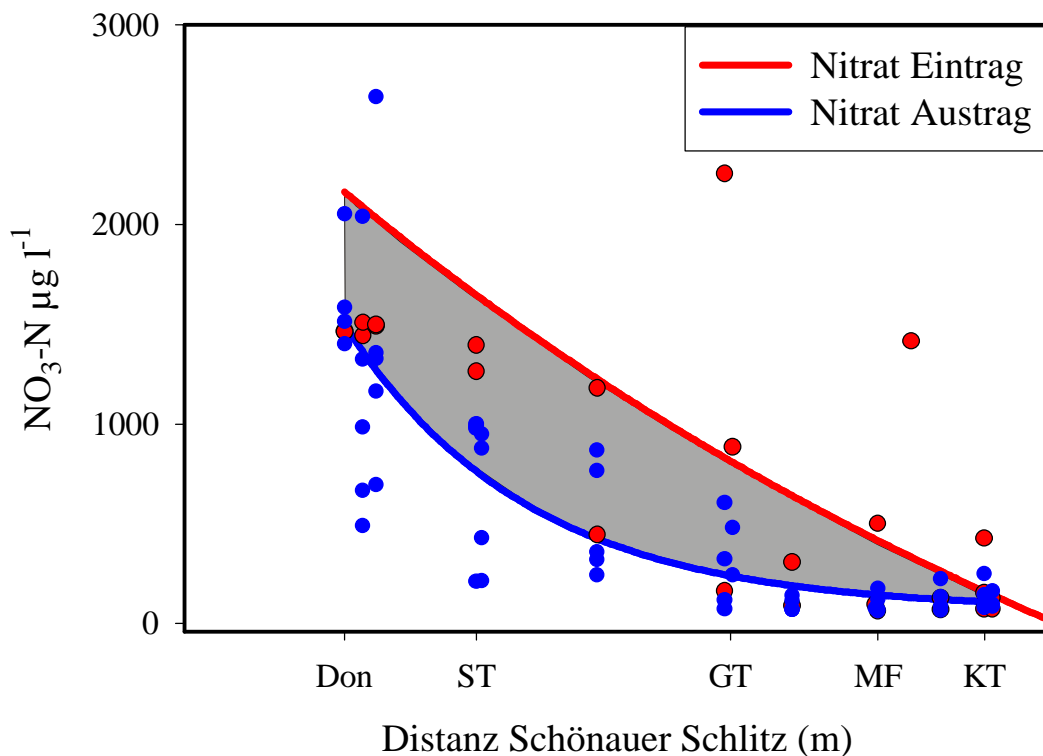


Abb. 10: Zusammenhang Distanz zum Schönauer Schlitz und Nitratkonzentration bei Hochwasser, differenziert in ein- und ausströmende Situationen. Don: Donau, Abkürzungen siehe Abb. 1.

Die partikuläre Fracht wurde durch die folgenden Parameter dargestellt (Tab. 9). Der anorganische Schwebstoffgehalt (PIM) war bei einströmenden Situationen tendenziell (um das 4- bis 5-fache lt. den berechneten Kurven) erhöht im Schönauer Wasser (2003) (Abb. 11). Im Kühwörther Wasser (2008) schnitten sich die berechneten Kurven von Ein- und Austrag, weiter oberhalb gelegene Abschnitte waren nicht mehr beeinflusst. Aufgrund der den Kurven zugrunde liegenden Messreihen konnten aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den differenzierten Phasen gefunden werden. Die rasche Abnahme der Schwebstoffkonzentrationen in Relation zu den Donauwerten, bereits bei der Schönauer Traverse wurden nur mehr 10 % des aktuellen Wertes der Donau gemessen, ist darauf zurückzuführen, dass die derzeitigen Bauwerke effektiv den Transport flussaufwärts reduzieren und dadurch die partikuläre Fracht in den untersten Abschnitten absedimentieren dürfte (RECKENDORFER & HEIN 2000).

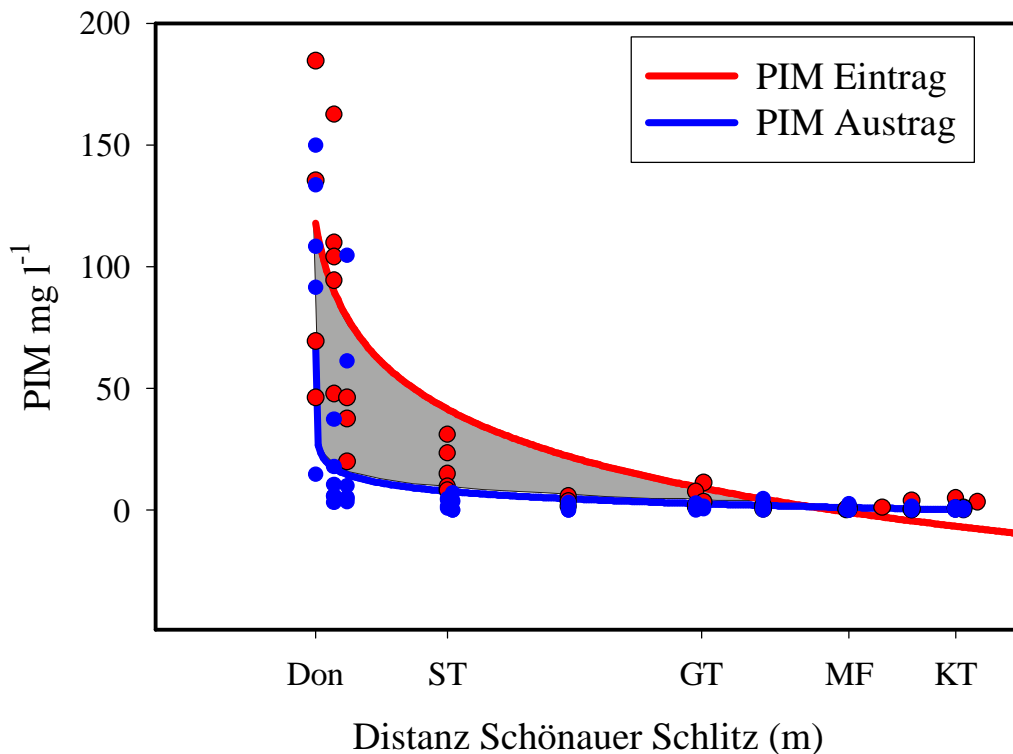


Abb. 11: Zusammenhang Distanz zum Schönauer Schlitz und anorganische Schwebstoffkonzentration (PIM) bei Hochwasser, differenziert in ein- und ausströmende Situationen. Don: Donau, Abkürzungen siehe Abb. 1.

Der organische Anteil der Schwebstoffe zeigte ein ähnliches Muster, eine logarithmische Abnahme mit der Entfernung vom Schönauer Schlitz bei POC, den C : N Verhältnissen sowie den $\delta^{13}\text{C}$ Werten, wobei tendenziell geringere Werte beim Austrag gefunden wurden (Tab. 9).

Als Mass für den Anteil organischen Materials aus der Donau, kann der $\delta^{13}\text{C}$ Wert herangezogen werden (Hein 1999a). Der organische Anteil war in der Donau durch extrem hohe C:N Verhältnisse (> 12) charakterisiert und wies auch positivere ($> -25\text{‰}$) $\delta^{13}\text{C}$ Werte als jene aus den Augewässern auf (Abb. 12).

Beim Eintrag konnten deutlich positivere Werte bis ins Kühwörther Wasser (2006, 2008) gemessen werden (Abb. 12). Beim Austrag konnten Werte > -30 ‰ erst in der Donau nachgewiesen werden. Signaturen um -30 ‰ deuten auf die Dominanz von weniger abgebautem organischen Material aus der Au (autochthone Herkunft) hin. Es gibt neben quantitativen Unterschieden der partikulären Fraktion zwischen ein- und ausströmenden Situationen auch Änderungen in der Zusammensetzung des Materials.

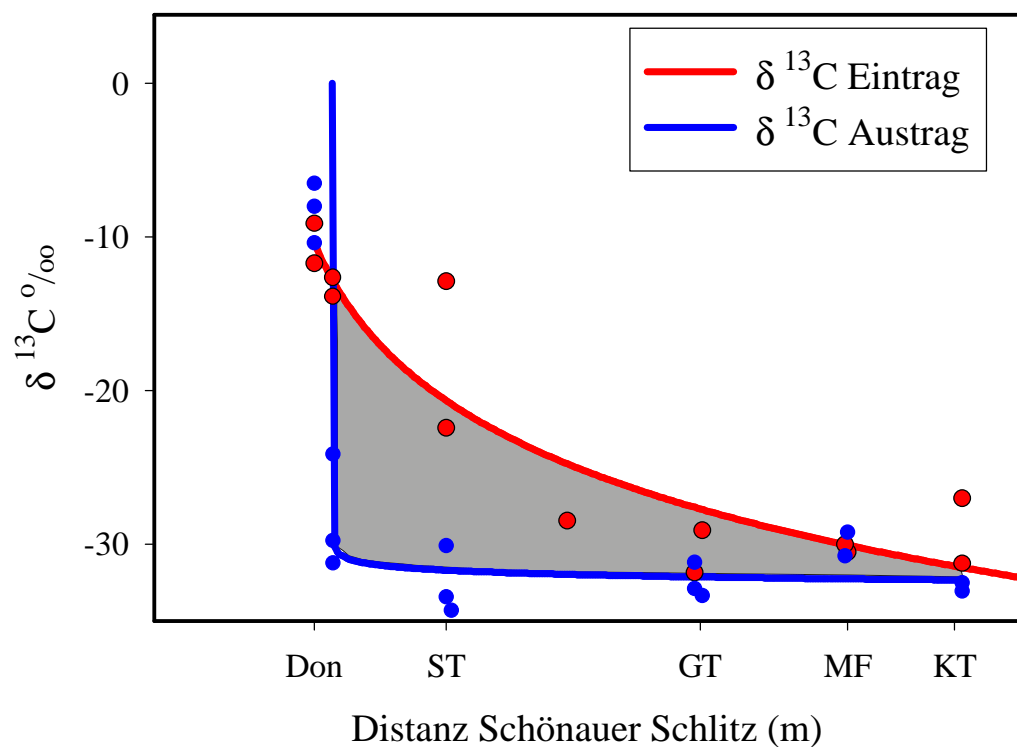


Abb. 12: Zusammenhang Distanz zum Schönauer Schlitz und $\delta^{13}\text{C}$ Wert der organischen Fraktion der Schwebstoffe bei Hochwasser, differenziert in ein- und ausströmende Situationen. Don: Donau, Abkürzungen siehe Abb. 1.

Diskussion

Ein wesentliches Ziel der vorliegenden Studie war es die Hochwasserwirkung auf hydrochemischer Ebene in der Unteren Lobau zu untersuchen um Aussagen zur Verlandungstendenz machen zu können. Der Eintrag von Donauwasser und den damit verbundenen Auswirkungen stellen aus ökologischer Sicht ein zentrales Problem im Hinblick auf die langfristige Sicherung dieses Lebensraumes dar.

Die Untersuchungsperiode war durch einen hohen Vernetzungsgrad mit der Donau charakterisiert (Abb. 3). Es wurden mehrere Hochwasserphasen in diesem Zeitraum aufgezeichnet, wobei allerdings HSW nie überschritten wurde und daher die Wirkung mehrjährig auftretender Ereignisse nicht untersucht werden konnte. Der Wasserstand im Schönauer Wasser (LP 1) zeigte ab Mittelwasser einen linearen Zusammenhang mit dem Donauwert (Abb. 4). In den oberhalb gelegenen Bereichen konnten erst ab wesentlich höheren Wasserständen der Donau lineare Zusammenhänge zwischen dem Donaupegel und den Pegeln in der Au festgestellt werden (Abb. 5) (RECKENDORFER & HEIN 2000). Lineare Zusammenhänge zwischen Pegelständen im Strom und den Augewässern sind ein deutlicher Hinweis auf massive hydrologische Vernetzung (GRUPPE WASSER 1997). Das Untersuchungsgebiet ist vor allem durch die Anbindung über den Schönauer Schlitz geprägt.

Der unmittelbare Einflussbereich der Donau, Schönauer Schlitz und Mannsdorfer Hagel, sind durch donauähnliche geochemische und nährstoffchemische Werte geprägt. Die mittleren Nährstoffkonzentrationen sind in diesen Bereichen bei Wasserständen über MW deutlich höher als in den flussaufwärts gelegenen Abschnitten (Tab. 4). Die mittleren anorganischen Schwebstoffgehalte (PIM) waren ebenfalls in der Donau wie auch dem Schönauer Wasser und dem Mannsdorfer Hagel höher als in den übrigen Bereichen. Bei den gelösten und partikulären organischen Fraktionen wurden gegenläufige Trends beobachtet, die geringsten Konzentrationen an partikulärem und tendenziell höhere Konzentrationen an gelöstem organischen Material fanden sich in

den isolierten Bereichen (2010 – 2013). Dementsprechend ist das Verhältnis gelöster zu partikulärem Kohlenstoff in den obersten und damit isoliertesten Bereichen am höchsten und betont den autochthonen Charakter (sensu TOCKNER et al. 1999). Das gelöste organische Material war bei allen Standorten durch refraktäres terrestrisches Material dominiert (Tab. 7). Die Phytoplanktonbiomasse (Chl *a* Konzentrationen) war im Mittel in den donaubeeinflussten Abschnitten am höchsten, in den Abschnitten flussaufwärts nimmt die Bedeutung der Makrophyten zu (Schiemer et al. 1999).

Mit steigendem Wasserstand nimmt die nährstoffchemische Heterogenität der Unteren Lobau, dargestellt anhand der Varianzkoeffizienten von Nitrat, signifikant ab, während für geochemische Parameter eine zunehmende Tendenz gefunden wurde (Abb. 6, 7). Neben der hydrologischen Vernetzung über den Schönauer Schlitz, zeigen die Nährstoffdaten (z.B. Nitratgehalte) auch in dammnahen Bereichen deutlich das Eindringen von Sickerwasser aus der Donau bei höheren Wasserständen (Abb. 8). Oberhalb der Mühlleitner Furt konnten Effekte des Hochwassers auf die untersuchten Parameter nicht nachgewiesen werden. Anhand der räumlichen Darstellung einer einjährigen Hochwassersituation konnten auch Hinweise zur Verteilung unterschiedlicher Stoffklassen im Hauptgewässerzug der Unteren Lobau gefunden werden. Grundsätzlich wurden bei gelösten Nährstoffen auch noch im Kühwörther Wasser erhöhte Konzentrationen gemessen, während bei den Partikelkonzentrationen bereits bei der Schönauer Traverse unter 10 % des Donauwertes festgestellt wurden (Abb. 9).

Eine weitere Differenzierung einer Hochwassersituation in ein- und ausströmende Phase dokumentiert die tendenziell geringeren Konzentrationen während des Ausströmens (Abb. 9). Regressionsmodelle für verschiedene Parametergruppen differenziert in ein- und ausströmende Situationen (Tab. 8) zeigten signifikante ($p < 0,001$) Zusammenhänge mit der Entfernung vom Schönauer Schlitz (Tab. 9). Die Anbindung an die Donau beim Schönauer Schlitz ist bei höheren Wasserständen von entscheidender Bedeutung für die hydrochemische Situation des Hauptgewässerzuges. Zwischen den differenzierten Situationen konnten keine signifikanten Unterschiede

gefunden werden, da die Schwankungen zwischen den Terminen wesentlich größer war. Die Höhe des Eintrages und dessen Ausdehnung ist bestimmt durch die Konzentrationen der Donau und die Eindeutigkeit der Flussrichtung. Es zeigte sich gerade im Mai bei einer raschen Folge von kurzen Hochwasserspitzen, dass sich im Augebiet lokal entgegengesetzte Fließrichtungen im Hauptgewässerzug etablieren können. Bei den partikulären Parametern wurden durchwegs logarithmische Funktionen herausgearbeitet, die die rasche Abnahme der Effekte des Donauwassers verdeutlichten (Tab. 9). Neben der anorganischen Fracht konnte auch ein Eintrag an organischem Material aus dem Hauptstrom anhand der stabilen Isotopenverteilung ($\delta^{13}\text{C}$ Werte > -25 ‰) nachvollzogen werden (HEIN 1999a).

Die vorliegenden Datensätzen legen den Schluss nahe, dass der Eintrag von Donauschweb oberhalb der Gänshaufentraverse von sekundärer Bedeutung sein dürfte (RECKENDORFER & HEIN 2000). In diesen Abschnitten dürfte vor allem die autochthone Produktion für die Verlandungstendenzen hauptverantwortlich sein (vgl. KIRSCHNER & VELIMIROV 1995). Allerdings wird die Produktivität durch Nährstoffe, die während Hochwasserphasen eingetragen werden, gesteigert (HEIN et al. 1999b) und führt zu einer Beschleunigung dieser Prozesse, um so intensiver, da eben die hydrologische Dynamik, der entsprechende Austrag, derzeit nach Hochwasserereignissen fehlt.

Für eine Bilanzierung der Sedimentdynamik bei Hochwasser sind neben profunden hydrologischen Daten basierend auf Pegel – Volums Beziehungen für die einzelnen Becken auch die genaue Aufzeichnung der Pegeländerungen im Laufe eines Hochwassers unbedingt notwendig (RECKENDORFER & HEIN 2000). Aufbauend auf diesen Daten empfiehlt es sich, zur Klärung dieser Fragestellung, den Ablauf einzelner Hochwassersituationen mittels intensiver Probenahmen (wenige h Intervalle) im Bereich des Schönauer Wassers zu dokumentieren um den Feststoffein- wie auch - austrag bilanzieren zu können. Eine hohe Aufzeichnungsdichte während einiger Hochwasserphasen könnte sehr effektiv mit Dauermessstellen, die Wasserstandsschwankungen gemeinsam mit Schwebstoffkonzentrationen monitoren, bewerkstelligt werden.

Die Hochrechnungen im Bericht Reckendorfer & Hein (2000) zeigen mögliche Szenarien, in deren Rahmen die Effekte rückstauender Hochwässer wirken werden. Die Schwankungsbreite der Donau als die massgebliche Eingangsgröße ist dabei unbedingt zu berücksichtigen.

Stellungnahme zu den geplanten Massnahmen

Umbau Gänshaufentraverse

Der geplante Umbau wird zu einer verstärkten Vernetzung des Kühwörther und Schönauer Wassers führen, das sich vor allem nach den Hochwassereinträgen bemerkbar machen soll. Die untersuchten Hochwasserwellen haben gezeigt, dass derzeit zwar nur geringe Mengen an partikulärem Material bei einjährigen Hochwasserereignissen (um HSW) das Kühwörther Wasser erreichen, aber Einträge von gelösten Komponenten (Nährstoffe) zu höheren Konzentrationen im Kühwörther Wasser führen. Die Austräge (gemessen während der ausströmenden Situation) waren tendenziell geringer und die daher im System verbliebenen Nährstoffe verstärken das Eutrophierungspotential und in weiterer Folge die autochthone Verlandung. Bei Hochwasserereignissen über HSW ist damit zu rechnen, dass auch partikuläre Stoffe weiter flussaufwärts transportiert werden und aufgrund des geringen Austrages im Kühwörther Wasser verbleiben. Eine verstärkte Durchgängigkeit bei der Gänshaufentraverse wird sich gerade bei ausströmenden Hochwassersituationen positiv auf den Austrag von eingebrachten Stoffen auswirken.

GV Überschwemmungswiesen und Dammöffnung Schönauer Schlitz

Die Bereiche unterhalb der Gänshaufentraverse (Schönauer Wasser) bzw. außerhalb des Dammes (Mannsdorfer Hagel) sind bereits derzeit mit der Donau stärker vernetzt, wobei allerdings vor allem die Komponente der dynamischen Au, nämlich die Durchströmung auch bei MW fehlt. So können zwar signifikant höhere Nährstoffkonzentrationen, wie auch erhöhte Partikelkonzentrationen durch Einträge aus der Donau festgestellt werden, aber aufgrund der mangelnden hydrologischen Durchgängigkeit verbleiben die Stoffe im System und führen zu verstärkter Produktivität und Feinsedimentanlandung. Eine Intensivierung der hydrologischen Vernetzung mit der Donau sollte um den grundsätzlichen Charakter eines dynamischen Altarmes zu erlangen eine langfristige Integration in das Abflussgeschehen zum Ziel haben. Unerwünschte Auswirkungen des belasteten Donauwassers können so nachhaltig kompensiert werden und andererseits die Produktivität der Altarme dem gesamten Flusssystem zugute kommen.

Literaturverzeichnis

- C. AMOROS & A. L. ROUX (1988), Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function & development of connectivity. Münstersche Geographische Arbeiten, 29, 125-130.
- T. J. BATTIN (1998), Dissolved organic matter and its optical properties in a blackwater tributary of the upper Orinoco river, Venezuela. Org. Geochem., 28, 561-569.
- R. BENNER & M. STROM (1993), A critical evaluation of the analytical blank associated with DOC measurements by high-temperature catalytic oxidation. Mar. Chem., 41, 153-160.
- BETRIEBSGES. MARCHFELDKANAL (1995), Gewässer als Lebensräume. Konzept für den Nationalpark Donau-Auen. Bericht über die Planungsarbeiten 1991 – 1993. Blaue Reihe des BMU.

- B. BROOKES (1988), Channelized Rivers. Perspectives for environmental management. Wiley & Sons.
- H. BURGER & H. DOGAN-BACHER (1999), Biotoptypenkartierung von Flächen außerhalb des Waldes im Nationalpark Donauauen aus Farbinfrarotbildern. Endbericht zur Luftbildinterpretation und Kartenerstellung. Unveröffentlichte Studie i.A. des Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Umweltdata GmbH, Wien.
- Y. P. CHIN, G. AIKEN & E. O'LOUGHLIN (1994), Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. Environ. Sci. Technol., 28, 1853-1858.
- W. DOPPLER (1991), Landschaftsentwicklung der Lobau anhand von Luftbildern 1938 – 1986. Diplomarbeit Univ. f. Bodenkultur Wien.
- D. L. GALAT, J. F. KUBISIAK, J. B. HOOKER & L. M. SOWA (1997), Geomorphology, distribution and connectivity of lower Missouri River floodplain waterbodies scoured by the flood of 1993. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26, 869-878.
- B. GERKEN (1988), Auen – verborgene Lebensadern der Natur. Rombach, Freiburg.
- H. L. GOLTERMAN, R. S. CLYMO & M. A. M. OHNSTAD (1978), Methods for physical and chemical analysis of freshwater. In: IPB Handbook, Oxford, Blackwell Scientific.
- GRUPPE WASSER 1997: Donauhochwasserschutz Obere Lobau – Hafen Lobau – Schönauer Schlitz: Hydrologische Bearbeitung. Studie im Auftrag der MA 45.
- G. HEILER, T. HEIN & F. SCHIEMER (1995), Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. Regul. Rivers Res. Managm., 11, 351-361.
- T. HEIN (1999a), Hydrological connectivity in a river floodplain system: effects on nutrient and particulate organic matter dynamics and plankton development. Diss. Uni Wien.
- T. HEIN (1999b), Hydrochemie, Schwebstoffdynamik und organische Pools unter Berücksichtigung der Funktion des Hochwasserschutzes in den Wienfluss Retentionsbecken, Jahresbericht 1999. MA 45 Wasserbau.

- T. HEIN & M. SCHAGERL (1997), Gewässervernetzung Regelsbrunn: Ergänzende Untersuchungen zur Anbindung der Fische, Hydrochemie & Phytoplankton. I.A. der Wasserstrassendirektion.
- T. HEIN, M. SCHAGERL, G. HEILER & F. SCHIEMER (1996), Chlorophyll-a and hydrochemical dynamics in a backwater system of the Danube, controlled by hydrology. Arch. Hydrobiol. Suppl., 113, 463-470.
- T. HEIN, C. BARANYI, G. HEILER, C. HOLAREK, P. RIEDLER & F. SCHIEMER (1999a), Plankton communities controlled by hydrology in two floodplain systems and the River Danube. Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers, 11, 439-452.
- T. HEIN, G. HEILER, D. PENNETZDORFER, P. RIEDLER, M. SCHAGERL & F. SCHIEMER (1999b), The Danube restoration project: functional aspects and planktonic productivity in the floodplain system. Regul. Rivers: Res. Mgmt., 15, 259-270.
- W. J. JUNK, P. B. BAYLEY & R. E. SPARKS (1989), The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge, D.P. (Ed.). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106, 110-127.
- A. K. T. KIRSCHNER, & B. VELIMIROV (1995), Einfluss submerser Makrophyten auf die Sedimentbildung in der Unteren Lobau (Kühwörther Wasser): Biomasseverteilung, Produktionsschätzung und Degradation unter Berücksichtigung der Sedimentbakterien. MA 45.
- A. K. T. KIRSCHNER, & B. VELIMIROV (1999), Benthic bacterial secondary production measured via simultaneous ³H-thymidine and ¹⁴C-leucine incorporation, and its implication for the carbon cycle of a shallow macrophyte-dominated backwater system. Limnol. Oceanogr., 44, 1871-1881.
- R. MÜLLER & F. WIEDEMANN (1955), Die Bestimmung des Nitrats in Wasser. In: Jahrbuch für Wasserchem. & Wasserreinigungstech. Verlag Chemie, pp. 247-271.
- MERCK (1984), Moderne Analysenverfahren. Eigenverlag.
- D. M. MCKNIGHT, E. W. BOYER, P. K. WESTERHOFF, P. T. DORAN, T. KULBE & D. T. ANDERSON (im Druck), Spectrofluorometric characterization of aquatic fluvic acid for determination of precursor organic material and general structural properties. Limnology & Oceanography.

- NATIONALPARK DONAU AEUEN GMBH (1998), Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen. Life Projektantrag.
- M. A. PALMER, C.C. HAKENKAMP & K. NELSON-BAKER (1997), Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16, 189-202.
- T. PARSONS, Y. MAITA & C. LALLI (1984), *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Oxford, Pergamon Press.
- H. PRAZAN (1994), Zu Ermittlung der Schwebstoffführung der Donau in Österreich. *ÖWAW*, 46 (7/8), 181-194.
- W. RECKENDORFER & T. HEIN (2000), Morphometrie, Hydrologie und Sedimentologie in der Unteren Lobau. Bericht im Rahmen des Projektes „LIFE98NAT/A/005422, Nationalpark Donau-Auen GmbH.
- W. RECKENDORFER & C. BARANYI (2000), Statistische Grundlagen. Bericht im Rahmen des Projektes „LIFE98NAT/A/005422, Nationalpark Donau-Auen GmbH.
- F. SCHIEMER (1995), Restoration of floodplains - possibilities and constraints. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 101, 163-178.
- F. SCHIEMER, C. BAUMGARTNER & K. TOCKNER (1999), The Danube restoration project: conceptual framework, monitoring program and predictions on hydrologically controlled changes. *Regul. Rivers Res. Managm.*, 15, 231-244.
- F. SCHIEMER & H. WAIDBACHER (1992), Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: P.J. Boon, P. Calow, and G.E. Petts (eds), *River conservation and management*, 364-382.
- K. TOCKNER, F. MALARD AND J. V. WARD (in press), An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, in press.
- K. TOCKNER & F. SCHIEMER (1997), Ecological aspects of the restoration strategy for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6, 321-329.
- F. W. B. VAN DEN BRINK, J. P. H. M. D. LEEUW, G. V. D. VELDE & G. M. VERHEGGEN (1993), Impact of hydrology on the chemistry & phytoplankton development in

floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Biogeochemistry*, 19, 103-128.

J. V. WARD, G. BRETSCHKO, M. BRUNKE, D. DANIELOPOL, J. GIBERT, T. GONSER & A. G. HILDREW (1998), The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshw. Biol.*, 40, 531-569.

WASSERSTRASSENDIREKTION (WSD) (1998), Die kennzeichnenden Wasserstände der österreichischen Donau (KWD 1996). Eigenverlag.

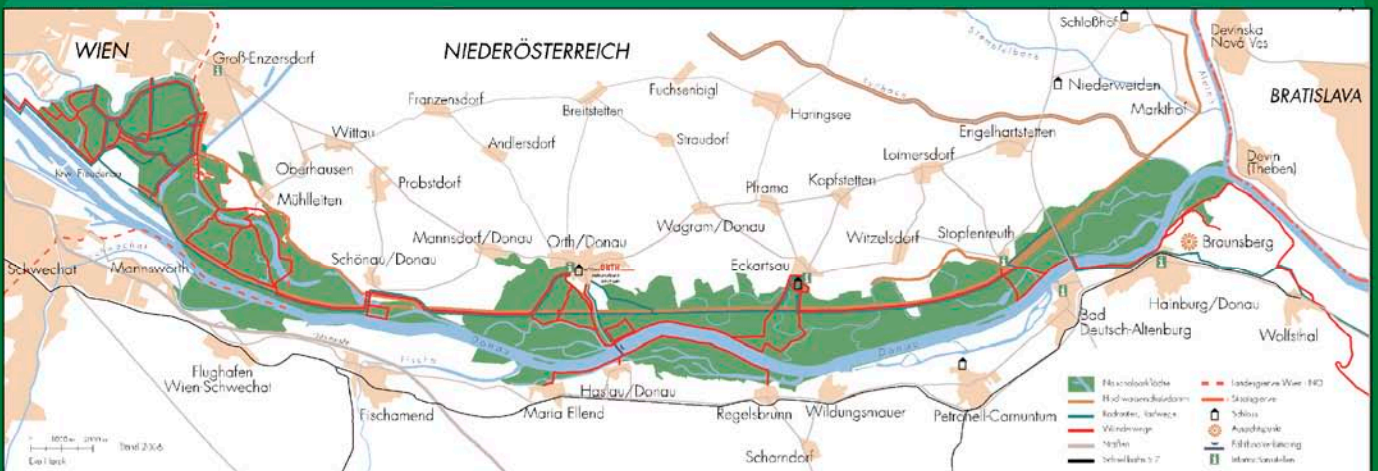
WEILGUNI, H., HUMPESCH, U. H. & KAVKA, G. G. (2000) Long-term trends of major plant nutrients in the River Danube at Vienna (Austria), the nutrient source for the New Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl., Large Rivers* (in press)

G. ZEPP & C. SONNTAG (1995), Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle. *J. Wiley & Sons Ltd.*, p. 342.

Danksagung

Als Abschluss möchte das Untersuchungsteam der Nationalpark Donauauen GmbH für die fruchtbare Zusammenarbeit danken. Bei Hr. Dr. G. Imhof bedanken wir uns für die konstruktiven Vorschläge zum vorliegenden Bericht.

- Herausgeber: Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Titelbild: Kovacs
- Für den Inhalt sind die Autoren verantwortlich
- Für den privaten Gebrauch beliebig zu vervielfältigen
- Nutzungsrechte der wissenschaftlichen Daten verbleiben beim Rechtsinhaber
- Als pdf-Datei direkt zu beziehen unter www.donauauen-projekte.at
- Bei Vervielfältigung sind Titel und Herausgeber zu nennen / any reproduction in full or part of this publication must mention the title and credit the publisher as the copyright owner:
© Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Zitiervorschlag: HEIN, T. (2006) Hydrochemische Voruntersuchung im Maßnahmensgebiet Untere Lobau. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, Heft 16



ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Nationalpark Donauauen - Wissenschaftliche Reihe](#)

Jahr/Year: 2006

Band/Volume: [16](#)

Autor(en)/Author(s): Hein Thomas

Artikel/Article: [Hydrochemische Voruntersuchung im Maßnahmengebiet Untere Lobau 1-46](#)