

# Möglichkeiten und Grenzen einer Trophiemodellierung zur Untersuchung der Nährstoffdynamik eines urbanen Augewässers einschließlich möglicher Effekte einer Dotation

Stefan PREINER, Elisabeth BONDAR-KUNZE,  
Gabriele WEIGELHOFER & Thomas HEIN

Abgedämmte Auegebiete zeigen im Vergleich zu offenen, dynamischen Auen deutlich geänderte Nährstoffverhältnisse. Dies trifft auch für die abgedämmte Lobau entlang der Donau bei Wien zu. Um langfristig einer zunehmenden Verlandung und Nährstoffakkumulation entgegen zu wirken und erneut dynamische Verhältnisse zu initiieren, können Maßnahmen, wie eine Wiederanbindung an den Hauptstrom bzw. eine Dotation, umgesetzt werden. Um die Auswirkungen möglicher Dotationsvarianten abzuschätzen, eignen sich Trophiemodelle, da hier hydrologische Veränderungen eng mit dem Nährstoffangebot und der Primärproduktionsleistung der Gewässer verknüpft sind. Ziel der Studie war es daher, die Eignung eines neuen Modellansatzes zu testen und mögliche Veränderungen in den Gewässern der Lobau für eine Dotationsvariante mit geringer Wassermenge direkt aus der Donau zu untersuchen. Das Modell wurde auf Segmentbasis für die gesamte Untere Lobau für spezifische Wasserstände erstellt. Ergebnisse wurden für die Parameter gelöstes Phosphat ( $\text{PO}_4$ ), das als wesentlicher Nährstoff hinsichtlich der Steuerung des Algenwachstums gilt, und dem Chlorophyllgehalt des Phytoplanktons, als Surrogatparameter für die Algenbiomasse, dargestellt. Generell zeigt das Modell eine gute Übereinstimmung mit gemessenen  $\text{P-PO}_4$ -Konzentrationen und Chlorophyllgehalten für unterschiedliche Gewässerabschnitte sowie unterschiedliche Wasserstände mit Abweichungen bis zu 10%. Die Modellierung der Dotationsvariante prognostiziert Anstiege der Nährstoffkonzentrationen in den oberen Bereichen der Unteren Lobau, während es in den rückstauenden Bereichen zu einer Reduktion der Konzentrationen kommt. Insgesamt ergibt sich bei dieser Variante eine Vergleichmäßigung auf dem Niveau höherer Werte in den stromaufwärts gelegenen Bereichen, während die Dotationsmenge ausreicht, um rückstauende Situationen in den unteren Abschnitten zu reduzieren und somit einen Austrag aus dem System zu ermöglichen. Der Modellansatz kann daher ein effizientes Werkzeug sein, um mögliche Auswirkungen hydrologischer Veränderungen räumlich hoch aufgelöst darzustellen.

**PREINER S., BONDAR-KUNZE E., WEIGELHOFER G. & HEIN T., 2020: Application of water quality models to study nutrient dynamics of urban floodplains – potential and limits.**

The isolation of floodplains from the hydrological dynamics of the main river channel due to damming results in changed nutrient conditions compared to dynamic floodplains. This situation was found for the Lobau floodplain system along the Danube near Vienna. To counteract long-term processes of terrestrialization and nutrient accumulation, possibilities to create dynamic conditions again need to be designed, such as reconnection measures or water enhancement schemes. Trophic modelling approaches are suitable for investigating the effects of possible reconnection measures, as hydrological changes are closely linked to the nutrient dynamics and the corresponding aquatic primary production capacity. The aim of the study was, therefore, to test the suitability of a model approach and to model possible changes for an enhancement scheme with a low amount of water input directly from the Danube River. The model was created on a high spatial resolution for the entire Lower Lobau considering different water levels. Results are shown for two parameters, the dissolved phosphate ( $\text{PO}_4$ ) most important in controlling algal growth and the chlorophyll a content of phytoplankton used as a surrogate parameter for the algal biomass. In general, the model shows a good agreement for different sections of the water body and varying water levels for both parameters, with deviations of up to 10% of the modelled values compared with measured

ones. The modelling of the enhancement scheme predicts increases in nutrient concentrations in the upper areas of the Lower Lobau. At the same time, there is a reduction in concentrations in the more downstream sections of the Lobau. In total, this management alternative results in a homogenization of the nutrient status, with higher values in the upper parts, while the amount of water input is sufficient to reduce back flooding situations in the lower sections and thus to establish a discharge from the system. The model approach can be an efficient tool to simulate the effects of hydrological changes with high spatial resolution in floodplain systems.

**Keywords:** water quality model, nutrients, primary production, floodplains, River Danube, floodplain management.

## Einleitung

Auengebiete sind zentrale Landschaftselemente, die den Nährstoffhaushalt von Fließgewässern wesentlich beeinflussen. Die Aufnahme und Speicherung von Kohlenstoff, Nährstoffen und anderen Verbindungen hängt entscheidend von den Konzentrationen im Fluss, in den Gewässersedimenten und den hydrologischen Austauschbedingungen in der Au ab (WELTI et al. 2012).

Entlang der gesamten Donau beträgt der Verlust an ursprünglich vorhandenen Auengebieten bis heute 68 % (z. B. SOMMERWERK et al. 2010). An der oberen Donau sind sogar 90 % der ursprünglichen Überschwemmungsgebiete vom Hauptstrom der Donau abgetrennt (TÖCKNER et al. 2009). Umso wichtiger sind der Erhalt und die Wiederanbindung abgetrennter Auenlandschaften an den Hauptstrom der Donau. Das Restaurationspotential entlang der Donau wurde bereits in mehreren Studien untersucht (HEIN et al. 2016, SCHWARZ 2010). Der Abschnitt Wien – Bratislava, der vor der Donauregulierung im 19. Jahrhundert durch eine hochdynamische Auenlandschaft mit einer Ausdehnung von 303 km<sup>2</sup> charakterisiert war, umfasst mehrere Auenabschnitte mit Restaurationspotential. Die eingeschränkte Anbindung an den Hauptstrom und die Eintiefung der Donau führten auch in der Unteren Lobau, einem Auengebiet der Donau bei Wien, zum Absinken des Grundwasserniveaus und zu einer Verminderung der auentypischen Dynamik und der damit verbundenen Umlagerungen. Die Verlandung der Auengewässer und damit verbundene ökologische Defizite waren die Folge. Damit im Zusammenhang hat sich auch der Nährstoffhaushalt verändert (WEIGELHOFER et al. 2015)

Das langfristige wasserwirtschaftliche Ziel für die Untere Lobau ist daher eine Verbesserung der hydrologischen Verhältnisse, um die ökologische Funktionsfähigkeit im Einklang mit den Zielen des Nationalparks nachhaltig zu sichern und den Nährstoffhaushalt zu verbessern. Dies kann durch eine Dotation der Hauptarme in der Unteren Lobau an die Donau als wichtige Gewässervernetzungsmaßnahme erfolgen. Die veränderten Austauschbedingungen könnten sich entscheidend auf die Nährstoffumsetzung auswirken.

Der Nährstoffhaushalt von Auengewässern reagiert sehr rasch auf hydrologische Veränderungen und bestimmt das Primärproduktionspotential des Auensystems. Daher ist eine Modellierung der Nährstoffverhältnisse eine wichtige Grundlage um die ökologischen Auswirkungen eines erhöhten Wassereintrages festzustellen. Die Einbeziehung der Hydrodynamik im Gewässersystem ermöglicht, den internen Stoffaustausch und den kleinräumigen Stoffumsatz zu untersuchen. Es ergibt sich so ein Einblick in die funktionellen Zusammenhänge in den Gewässern, die auch durch regelmäßige Messungen oder daraus

abgeleitete statistische Modelle nicht möglich sind (BENEDINI & TSAKIRIS 2013, CHAPRA 2008).

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war daher:

1. Die Anwendbarkeit eines Trophiemodells zu testen. Dazu wurde ein prozessbasiertes Wasserqualitäts-Modell adaptiert, das die Simulation der Entwicklung der Konzentrationen von Phosphat und Nitrat, sowie der Phytoplanktonbiomasse ermöglichte.
2. Den Nährstoffhaushalt in einem Auegebiet zu modellieren und den Einfluss von veränderter hydrologischer Konnektivität und Eintrag von Donauwasser auf die Nährstoffverfügbarkeit und die aquatische Primärproduktion in einem Altarmsystem der Donau zu untersuchen. Das Modell wurde mit veränderten hydrodynamischen Grundlagen für ein Dotationsszenario angewandt.

## Methodik

### Untersuchungsgebiet

Das Gebiet der Unteren Lobau liegt östlich von Wien und linksufrig der Donau von Strom-Kilometer 1918 bis 1908 (Abb. 1). Es umfasst eine Fläche von 1474 ha und besteht aus 61 % Auwald, 13 % trockenen Schotterflächen, 12 % permanenten und intermittierenden Gewässer (TRAUNER et al. 2016). Seit den Flussregulierungen im 19. Jahrhundert haben dynamische Prozesse in der Unteren Lobau an Bedeutung verloren (HOHENSINNER et al. 2013). Die Gewässerflächen haben daher seit der Regulierung deutlich abgenommen.

Im Jahr 1996 wurde die Untere Lobau Teil des Nationalparks Donau-Auen, und im Jahr 2000 erklärte man sie zum Natura 2000 Gebiet. Die Gewässer der Unteren Lobau bestehen aus einem ehemals durchflossenen Nebenarm der Donau und einer Reihe von abgetrennten Nebenarmen und isolierten Wasserkörpern (BAART et al. 2010, FUNK et al. 2013, 2009, WEIGELHOFER et al. 2011). Der ehemals durchflossene Nebenarm stellt den Hauptgewässerzug des Altarmsystems dar und ist stromabwärts an den Hauptarm der Donau angebunden. Er besteht heute aus einer Reihe von Becken, die durch Hochpunkte hydrodynamisch getrennt sind. Dadurch ergibt sich ein Anbindungsgradient von durchschnittlich 76 Tagen pro Jahr im stromabwärts gelegenen Teil (Schönauer Wasser, SW) bis zu durchschnittlich 9 Tagen pro Jahr im stromaufwärts, dem Einströmbereich am entferntesten liegenden Bereich (Eberschüttwasser, EW). Die isolierten Nebengewässer sind nur bei Hochwässern angebunden (Hydrologische Konnektivität < 2 Tage pro Jahr). Im Gebiet des stromabwärts gelegenen Einströmbereiches liegt ein durchschnittlich 106 Tage pro Jahr angebundener, durchflossener Seitenarm der Donau (Mannsdorfer Hagel, MH). Der Nährstoffhaushalt in der Unteren Lobau unterliegt aufgrund der Wirkung von Anbindungsphasen und rückstauender Donauhochwässer einer starken hydrochemischen Dynamik.

### Dotationsszenario

Im Rahmen eines Projektes der Stadt Wien (Europäischer Landwirtschaftsfonds zur Entwicklung des ländlichen Raumes, 323A/2010/043) wurden verschiedene Management-Szenarien entwickelt und deren Auswirkungen untersucht. Im vorliegenden Artikel wurde ein einfach umzusetzendes Szenario mit konstanter Dotation aus dem Hauptstrom der Donau herangezogen, um die Auswirkungen einer veränderten Nährstoffsituation darzu-

stellen. Dieses basiert auf einer Dotation des Altarmsystems im stromaufwärts gelegenen Teil (Abb. 1) mit  $3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  und führt, neben den hydrodynamischen Veränderungen auch zu einem konstanten Nährstoffeintrag in das System.

### Grundlagedaten

Als Grundlage für die Modellierung der Nährstoffverfügbarkeit und der Trophie in der Unteren Lobau dienten Daten aus dem Zeitraum 2005 – 2013, die von der Stadtverwaltung Wien (MA 45) zur Verfügung gestellt wurden. Limnologische Daten wurden von 2005 – 2008 vierteljährlich und von 2009 – 2013 monatlich aufgenommen. Hochwässer 2009, 2012 und 2013 wurden in höherer Frequenz beprobt ( $n=63$  bis  $87$  pro Probestelle). Sedimentproben wurden zwischen 2008 und 2010 im Hauptgewässerzug und Nebengewässern der Unteren Lobau, sowie in Bereichen temporärer Gewässer entnommen ( $n=142$ ) um einen möglichst großen hydrologischen Gradienten abdecken zu können.

Wasserproben aus den Gewässern wurden 25 cm unter der Oberfläche entnommen, gekühlt und dunkel ins Labor überführt und noch am selben Tag analysiert. Die Parameter Phosphat ( $\text{P-PO}_4$ ), Nitrat ( $\text{N-NO}_3$ ), Ammonium ( $\text{N-NH}_4$ ) wurden nach Filtration (Millipore, GFF) nach Standardmethoden photometrisch bestimmt (APHA 1998).

Chlorophyll-a wurde nach Filtration (Millipore, GFC) gekühlt in Aceton extrahiert und photometrisch vermessen (LORENZEN 1967)

Sedimentproben wurden, an flachen Stellen vom Grund und an tiefen Stellen aus einem Boot, mit einem Gilsen-Corer entnommen. Die Proben wurden getrocknet ( $70^\circ\text{C}$ , bis zur Gewichtskonstanz) und gesiebt. Anschließend wurden die Proben verbrannt ( $450^\circ\text{C}$ , 4 h) um den Anteil organischer Substanz in den Proben zu bestimmen.

Temperaturdaten wurden mit Hilfe von Temperaturloggern (HOBO, Onset) in stündlichen Intervallen in der Donau und an verschiedenen Standorten im Altarmsystem aufgezeichnet.

Daten zur Sonneneinstrahlung in stündlichen Intervallen wurden vom naheliegenden Messpunkt Groß Enzersdorf (ZAMG) bezogen.

Im Zeitraum von 2005-2013 wurden Untersuchungen des Makrophytenbestandes durch semi-quantitative Probenahmen und eine Luftbildauswertung (ArcGIS, ESRI) durchgeführt (nicht publizierte Daten, K. PALL).

Auf Basis eines Höhenmodelles des Untersuchungsgebietes wurde ein hydrodynamisches Modell entwickelt (TU Wien, P. BLASCHKE), das Grundlagedaten zu Tiefe, Volumen und Fließgeschwindigkeit in hoher räumlicher Auflösung lieferte. Aus diesen Daten wurden stündliche Austauschraten zwischen Donau und Altarmsystem, sowie innerhalb des Altarmsystems berechnet. Zusätzlich ermöglichte der Ansatz eine Abschätzung der Schwebstoffkonzentration im Altarmsystem.

### Modellierung

Auf Basis der Grundlagedaten wurde eine prozessorientierte, dynamische Wasserqualitätsmodellierung mittels der Software WASP 7.5 durchgeführt. Dabei wurden die wesentlichen Prozesse im Nährstoffkreislauf und der aquatischen Primärproduktion nachgebildet. Dies ermöglichte, stündliche Veränderungen der Nährstoffverfügbarkeit und der aquati-

schen Primärproduktion von Phytoplankton in hoher räumlicher Auflösung, abzuschätzen und für alternative Managementmaßnahmen anzuwenden.

Der modellierte Zeitraum von 09.05.2012 bis 31.08.2012 umfasste die Abfolge einer Mittelwasserphase, eines einjähriges Hochwasser und einer Mittelwasserperiode die in eine Niedrigwasserperiode überging. Die hydrologischen Phasen für die Modellierung wurden so ausgewählt, dass charakteristische hydrologische Situationen berücksichtigt waren. Der modellierte Zeitraum wurde durch Kopplung der (größtenteils stationären) hydrodynamischen Szenarien nachvollzogen. Es ergaben sich dadurch kleine Unterschiede zum realen Pegelverlauf.

Räumliche Grundlage für die Wasserqualitätsmodellierung ist die Einteilung des Untersuchungsgebietes in Segmente. Segmente sind jene räumlichen Einheiten unterschiedlicher Form und Größe, für die der Stoffaustausch untereinander und segment-spezifisch alle inkludierten Auf-, und Abbauprozesse im Modell berechnet wurden.

Als Anfangsbedingungen, welche die limnologischen Verhältnisse in den einzelnen Segmenten zu Beginn der Modellierung bezeichnen, wurden die Messwerte aus dem Monitoringprogramm Untere Lobau verwendet. Jenen Segmenten in denen keine Probenahmestelle lag, wurde der Wert der nächst gelegenen Stelle im gleichen Becken zugeordnet.

Der Stoffeintrag aus der Donau von außerhalb des Modellbereiches wurde für den aktuellen Zustand und die untersuchte Management-Variante anhand der gemessenen Konzentrationen definiert. Diese Randbedingungen wurden variabel, entsprechend den gemessenen Verläufen, in die Modellierung eingebunden.

Ein Wasseraustausch mit dem Grundwasserkörper wurde nicht ins Modell einbezogen. Die Bedingungen werden durch oberstromige, unterirdische Abdämmung (Sperrbrunnenkette) und die Wasserentnahme der Stadt Wien zur Trinkwasserproduktion beeinflusst. Dadurch sind die Grundwasserstände niedrig und es kann angenommen werden, dass der Eintrag von Grundwasser in die Oberflächengewässer gering ist (DANIELOPOL et al. 1997).

## **Segmentierung**

Die Modellierung erfolgte in Segmenten, hydro-morphologisch definierten Untereinheiten, die sich in ihrer mittleren Tiefe, dem Anbindungsgrad an die Donau und ihrem Makrophytenbewuchs von ihren Nachbarsegmenten unterschieden. Die Bearbeitungen zur Segmentierung wurden mittels GIS-Software (ESRI ArcGIS) durchgeführt.

Die Gewässersegmentierung wurde in zwei Schritten ausgeführt. Auf Basis der Gewässerflächen und der Tiefen der stationären hydrologischen Modellierung bei sommerlichem Mittelwasserstand (HEIN et al. 2008) wurde eine Grobeinteilung für definierte Tiefenstufen vorgenommen, die dann durch Einarbeitung des Bewuchses mit Makrophyten verfeinert wurde. Sommerliches Mittelwasser entspricht einer Donauwasserführung von ca. 3000 m<sup>3</sup>/s, die von HEIN et al. (2008) anhand der vorhandenen Vegetationsgrenzen als Grenze zwischen aquatischem und terrestrischem Bereich definiert wurde. Bereiche außerhalb der Gewässerflächen wurden als temporäre Wasserflächen gekennzeichnet, die bei höheren Wasserständen überflutet werden. Flachwasserbereiche mit einer Tiefe zwischen 0 und 1 m wurden aufgrund von durchschnittlich höheren Temperaturen als Bereiche mit intensivierten Prozessraten definiert. Die wie oben beschrieben eingeteilten Gewässerflächen wurden mit dem Makrophytenbewuchs der Unteren Lobau überlagert und die

Grenzen zwischen den Segmenten entsprechend angepasst. Wenn die Segmente sehr unterschiedlichen Bewuchs aufzeigen, wurden sie in kleinere Untereinheiten unterteilt. Die Segmentierung unterteilt die Gewässerfläche der Unteren Lobau in 326 Segmente und wurde für den Istzustand, sowie für das Dotationssszenario herangezogen.

Die segmentierten Flächen wurden nach ihrer Konnektivität in fünf Gewässertypen eingeteilt (PREINER et al. 2020):

- Permanente, durchströmte Gewässer
- Permanente, häufig angebundene Gewässer
- Permanente, wenig angebundene Gewässer
- Permanente, nicht angebundene Gewässer
- Temporäre Wasserflächen.

Als durchströmt gilt ein Gewässer, wenn dieses in Flussrichtung durchströmt ist, angebunden bedeutet bei dieser Klassifizierung eine rückstauende Anbindung, bei der eine durchgehende Verbindung zur Donau besteht. Häufig angebunden verweist auf eine Anbindung von mehr als 75 Tagen pro Jahr, wenig angebunden bezeichnet die Bereiche mit einer An-

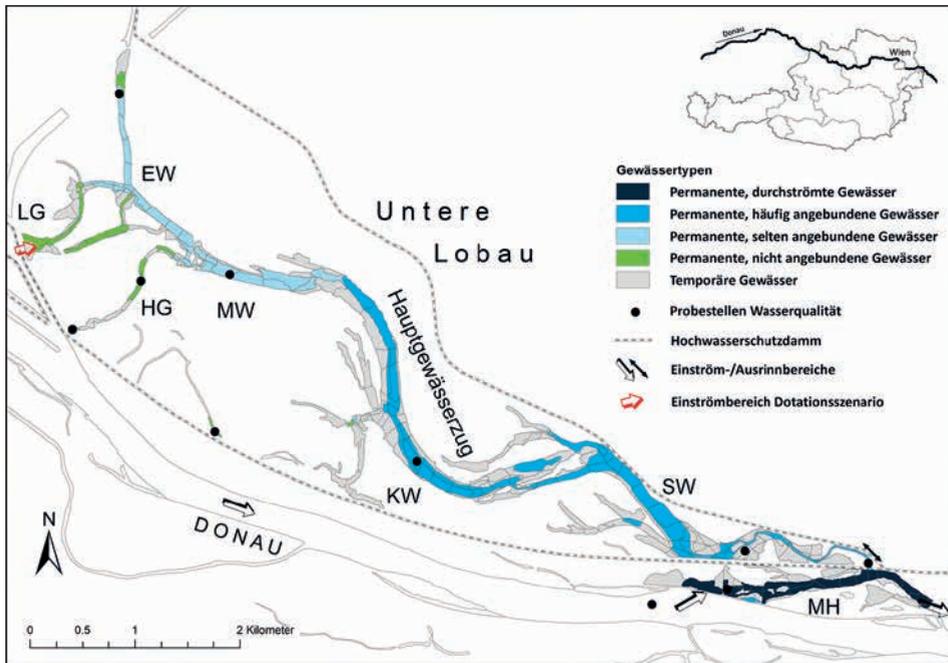


Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit dargestellten Gewässertypen. Charakteristische Gewässerabschnitte im Schönauer Wasser (SW), Kühwörther Wasser (KW), Mittelwasser (MW), Eberschüttwasser (EW) und Mannsdorfer Hagel (MH) sind ebenso dargestellt, wie die am häufigsten beprobten Stellen (schwarze Punkte). Die Unterteilungen der Gewässer entsprechen der Segmentierung des Altarmsystems (n= 326, dunkelgraue Linien). Insert: Untersuchungsgebiet in Österreich. – Fig. 1: Map of the study area Lower Lobau showing water body types and the main water bodies Schönauer Wasser (SW), Kühwörther Wasser (KW), Mittelwasser (MW), Eberschüttwasser (EW), and Mannsdorfer Hagel (MH). Black dots indicate sampling sites, the subdivisions of the water bodies specify segments (n=326, grey lines).

bindung von 5 bis 75 Tagen pro Jahr, nicht angebunden umfasst die Gewässer mit einer mittleren Anbindung von weniger als 5 Tagen pro Jahr.

Tabelle 1 zeigt die Veränderungen der Segmentflächen bei den untersuchten Varianten nach ihrem Gewässertyp.

Tab. 1: Vergleich der Segmentflächen unterschiedlicher Gewässertypen für die untersuchten Varianten. – Tab. 1: Segment area comparison of different water body types for the studied management alternatives.

Summe der Segmentflächen (m <sup>2</sup> ) Gewässertyp	Variante Istzustand	Dotation mit 3 m <sup>3</sup> /s	Veränderung (%)
Gesamtfläche permanenter Gewässer	1 364 194	1 572 623	+ 15.3
Permanente, durchflossene Gewässer	236 047	1 181 507	+ 400
Permanente, häufig angebundene Gewässer	625 802	287 354	-54.1
Permanente, wenig angebundene Gewässer	381 095	76 809	-79.8
Permanente, nicht angebundene Gewässer	121 250	26 953	-77.8
Temporäre Gewässer	1 493 027	1 284 599	-14

Unterhalb jedes Oberflächengewässersegments liegt ein Bodensegment, das in Form und Größe exakt dem Gewässersegment gleicht. Die Einbeziehung von Bodensegmenten ins Modell bot Einstellungsmöglichkeiten für die Nährstoffverfügbarkeit, die im Rahmen der Modellkalibrierung von Bedeutung waren. Basierend auf den Untersuchungen von WELTI et al. (2012), die zeigten, dass sich die Korngrößenverteilung und der organische Gehalt im Sediment stark auf funktionelle Prozesse auswirkt, wurden die Sedimente in Typen eingeteilt (beschrieben in PREINER et al. 2020).

Auch die Bodensegmente wurden an die geänderten Verhältnisse der untersuchten Variante angepasst. Nach WETZEL & LIKENS (2011) wurde die bestehende Sedimentzusammensetzung auf Basis der mittleren Strömungsgeschwindigkeit für das Dotationsszenario angepasst. Für alle Segmente, bei denen die Strömungsgeschwindigkeit bei einem sommerlichen Mittelwasserstand kleiner als 0.2 m/s ist, wurden keine Änderungen zum Istzustand vorgenommen. Mittlere Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0.2 und 0.5 m/s führten zu einer Veränderung zu einem Sand dominierten Sediment. Segmente mit mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0.5 m/s wurde ein Schotter dominierter Sedimenttyp zugewiesen. Durch die mit 3 m<sup>3</sup>/s begrenzte Einspeisung führte dies hauptsächlich an Engstellen und Schwellen zu Veränderungen der Sedimentstruktur.

### Modellierte Parameter und steuernde Faktoren

Der Stoffaustausch (Eintrag und Austrag zwischen den Segmenten) wurde aus den Ergebnissen einer Hydrodynamischen Modellierung (BAART et al. 2010) für jeden Zeitschritt abgeschätzt. Ebenso wurde pro Zeitschritt der Umbau von anorganischem und organischem Material (partikulär und gelöst) berechnet. Die Modellierungen erfolgten auf der Basis von prozessbeschreibenden Differentialgleichungen in hoher zeitlicher Auflösung und ermöglichten es, stündliche Veränderungen der modellierten Parameter darzustellen, die zu Tagesmittelwerten zusammengefasst wurden (AMBROSE & WOOL 2009).

Für die Darstellung der Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse (ausgedrückt als Chlorophyll-a-Gehalt) wurde die Primärproduktionsleistung im Gewässer modelliert. Diese

wurde abhängig von der Wassertemperatur und der Verfügbarkeit von Licht und Nährstoffen berechnet (Tab. 2):

Tab. 2: Parameter und Konstanten bei der Berechnung der aktuellen Primärproduktionsraten nach CERCO & COLE (1995). – Tab. 2: Parameters and constants used for the calculation of primary production rates (following CERCO & COLE 1995).

$$k_G = k_{Gmax} \cdot X_T \cdot X_L \cdot X_N$$

$$X_T = e^{-k_T \cdot (T_{opt} - T)^2}$$

$$X_{L,t} = \frac{I_t}{I_s} \cdot e^{\left(1 - \frac{I_t}{I_s}\right)}$$

$$X_t = \min\left(\frac{DIN}{K_{MN} + DIN}, \frac{DIP}{K_{MP} + DIP}\right)$$

Kürzel	Parameterbezeichnung	Wert	Einheit
$k_G$	„aktuelle“ Wachstumsrate Phytoplankton	3	Tag <sup>-1</sup>
$k_{Gmax}$	Maximale Wachstumsrate Phytoplankton bei 20 °C		Tag <sup>-1</sup>
$X_T$	PP Wachstumsmultiplikator – Temperatur		1
$X_L$	PP Wachstumsmultiplikator – Licht		1
$X_N$	PP Wachstumsmultiplikator – Nährstoffe		1
$T_{Opt}$	Optimale Temperatur	15	°C
$I_t$	Lichtintensität in Abhängigkeit von Zeit		Lm Tag <sup>-1</sup>
$I_s$	Sättigungslichtintensität	180	Lm Tag <sup>-1</sup>
$K_{MN}$	Halbsättigungskonstante für N-Aufnahme	0.005	mg L <sup>-1</sup>
$K_{MP}$	Halbsättigungskonstante für P-Aufnahme	0.001	mg L <sup>-1</sup>
$DIN$	Konzentration von gelöstem inorganischem Stickstoff (NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> )		mg L <sup>-1</sup>
$DIP$	Konzentration von gelöstem inorganischem Phosphor (PO <sub>4</sub> )		mg L <sup>-1</sup>

Der Multiplikator für die Lichtlimitation  $X_{L,t}$  hängt von den optimalen Lichtverhältnissen und dem tatsächlich im Gewässer verfügbaren Licht ab. Das zu jedem Zeitschritt in den Segmenten verfügbare Licht hängt von mehreren Faktoren ab: Dem an der Wasseroberfläche eintreffenden Licht (Globalstrahlung der Messtelle Groß-Enzersdorf (ZAMG) – 5 % Reflektion (WETZEL & LIKENS 1991) und der durchschnittlichen Lichtabschwächung. Diese wurde berechnet aus dem Vorhandensein von Makrophyten (generalisiert 50 % Lichtabschwächung) und dem Schwebstoffkonzentration, der im Rahmen der hydrodynamischen Modellierung abgeschätzt wurde.

Der Multiplikator für Nährstofflimitation wurde pro Zeitschritt aus den verfügbaren Nährstoffen und den Halbsättigungskonzentrationen für die P- und N-Aufnahme berechnet.

Phosphat kann auch durch Rücklösung an der Wasser/Sediment-Grenzschicht zurück in die Wassersäule gelangen. Im Modell kann dies mit segmentspezifischen, zeitlich variablen Rücklösungsraten nachgebildet werden. Grundlage dafür sind die Sedimenttypen. Bei den Untersuchungen, die im Rahmen des Projektes zur Phosphatrücklösung durchgeführt

wurden (unpublizierte Berichte, WEIGELHOFER & BONDAR-KUNZE), wurde die maximale Rücklösungsrate für P-PO<sub>4</sub> mit 1 mg/m<sup>2</sup> Tag errechnet. Im Modell wurde dies als Wert für schlick-dominiertes Sediment mit einem hohen organischen Gehalt verwendet und für die anderen Sedimenttypen reduziert. Die Grundeinstellungen sind dafür in Tabelle 3 angegeben, welche im Rahmen der Modellkalibrierung im angegebenen Wertebereich angepasst wurden.

Tab. 3: Grundeinstellung und Wertebereiche der im Modell für die verschiedenen Sedimenttypen verwendeten maximalen Phosphatrücklösung-Raten. – Tab. 3: Basic settings and ranges of phosphate release rates for different sediment types.

<i>Sedimenttyp</i>	<i>Phosphat-Rücklösungsraten</i>	<i>Einheit</i>
Schlick dominiert	1 (0.8-1.2)	mg/m <sup>2</sup> Tag
Sand dominiert	0.2 (0.1-0.3)	mg/m <sup>2</sup> Tag
Mischtyp	0.7 (0.6-0.8)	mg/m <sup>2</sup> Tag
Schotter dominiert	0	mg/m <sup>2</sup> Tag

Im Rahmen der angewandten Modellierung wurde der Abbau von organischem Material in vereinfachter Form einbezogen. Abgestorbene Phytoplanktonzellen werden zu Detritus, von der Donau eingetragenes partikuläres organisches Material blieb unverändert. Gelöstes organisches Material im Gewässer wurde auf Modellebene in zwei unterschiedlich reaktive Komponenten geteilt. CBOD1 entspricht den schwer abbaubaren organischen Bestandteilen, CBOD2 entspricht leicht abbaubarem, labilen organischen Material. Die beiden Gruppen werden mit unterschiedlichen Raten ( $k_d$ ) zu verfügbaren Nährstoffen mineralisiert (Tab. 4).

Tab. 4: Abbauraten von gelöstem und partikulärem organischem Material (nach BOWIE et al. 1985). – Tab. 4: Decomposition rates of dissolved and particulate organic matter (following BOWIE et al. 1985).

Kürzel	Parameterbezeichnung	Wert	Einheit
$k_{d-CBOD1}$	Abbauraten CBOD1	0.02	1/day
$k_{d-CBOD2}$	Abbauraten CBOD2	0.5	1/day
$k_{DISS}$	Detritus Zerfallsrate	0.1	1/day

## Modellkalibrierung

Die Kalibrierung des Wasserqualitätsmodells ist ein schrittweises Verfahren, bei dem die steuernden Prozessparameter eingestellt werden und das Modell zunehmend erweitert wird. Ziel dabei ist, die für den Modellierungszeitraum vorliegenden, gemessenen Werte (Hochwasseruntersuchung 2012: Anfang Mai – Ende August 2012) so gut wie möglich durch die Modellierung abbilden zu können.

Die Stabilität der hydrologischen Daten wurde mit dem in der WASP-Dokumentation vorgeschlagenen Verfahren getestet. Dabei wird eine fiktive Modellierungsvariable in allen Segmenten mit der Anfangskonzentration 1 mg/L belegt und auch die Konzentrationen der Dotationsgewässer werden auf 1 mg/L gesetzt. Bei einem Modelldurchlauf sollte nun der Wert der Testvariable auf 1 mg/L bleiben, da der Stoff nicht verbraucht wird und auch kein Eintrag aus der Donau auftritt. Abweichungen davon deuten auf

eine hydrologisch bedingte Instabilität hin. Durch das Erhöhen der Konzentration der Testvariable wurde anschließend die richtige Funktion des Wassereintrages bei Hochwässern geprüft.

Die Anfangsbedingungen für die Nährstofffraktionen, die CBOD-Fraktionen und das Phytoplankton, sowie die Randbedingungen für die Donau als Gewässer von dem der Eintrag von Wasser in das Auengebiet stattfindet, wurden anhand der Messwerte vom 09.05.2012 definiert. Zeitlich variable Daten wie die veränderlichen Werte von Temperatur und Sonneneinstrahlung wurden direkt ins Modell importiert.

Nach der erfolgreichen Prüfung des Hochwassereintrages in die Unteren Lobau wurden die Nährstoffvariablen eingestellt. Die Nährstoff-Konzentrationen wurden im Modell durch den Eintrag aus der Donau, den Abbau von gelösten, organischen Substanzen und Phosphatrücklösung aus dem Sediment erhöht und durch Assimilation der Algen vermindert. Der Eintrag aus der Donau wurde nach Art einer Mischungsrechnung durchgeführt und ermöglicht keine weiteren Einstellungen. Der Abbau von organischem Material wurde durch Zerfallsraten aus der Literatur festgelegt (Tab. 4).

Phosphat-Rücklösungsraten wurden nach dem vorherrschenden Sedimenttyp in den Segmenten eingestellt und im Rahmen der Kalibrierung optimiert. Ziel dieser Einstellungen war, bei einem Modelldurchlauf mit ausgeschalteter Phytoplankton-Primärproduktion, bei dem somit keine Nährstoffe verbraucht werden, eine deutliche Überschätzung der Nährstoff-Konzentrationen im Vergleich zu den Messwerten zu erzielen (10 – 20 %, Erfahrungswert aus AMBROSE & WOOL 2009).

Die letzte Stufe der Modellkalibrierung war die Einbeziehung der Primärproduktion. Respirationsraten und Mortalitätsraten der Algen wurden nach den in der WASP-Dokumentation vorgeschlagenen, literaturbasierten Werten eingestellt (AMBROSE & WOOL 2009). Der steuernde Faktor war die maximale Wachstumsrate von Phytoplankton, bzw. die Ausnutzung der verfügbaren Nährstoffe (Halbsättigungskonstanten, Tab. 2).

Durch Anpassung dieser Faktoren an die Systemgegebenheiten in den Lobaugewässern wurde die Modellierungsvariante eingestellt, die am besten den Messergebnissen entsprach.

## Ergebnisse

### Funktion und Qualität der Modellierung

Die zeitliche Entwicklung der modellierten Parameter kann mit dem kalibrierten Trophiemodell gut nachvollzogen werden und dient daher um Abweichungen der Modellvorhersagen zu untersuchen. Dies wird am Beispiel eines Gewässerabschnittes im Hauptgewässerzug (Schönauer Wasser) gezeigt. Dieser Abschnitt wurde ausgewählt, weil er gut geeignet ist, um den Einfluss eines Hochwassers auf die Nährstoffsituation in der Unteren Lobau darzustellen.

Im modellierten Zeitraum von 09.05.2012 bis 31.08.2012 waren die Gewässer im Hauptarm der Unteren Lobau stark durch den Eintrag der Donau geprägt. Die Nährstoffparameter  $P-PO_4$  und  $N-NO_3$  wurden dabei vom Modell gut abgebildet (Tab. 5). Der nach dem Abklingen des Hochwassers erneute Eintrag von Nährstoffen Mitte Juli stammte aus zwei kurzfristigen Anbindungsphasen, die vom Modell aufgrund der Kopplung von stationären

Szenarien nicht dargestellt werden konnten wurden, da der modellierte Pegelverlauf nach dem Hochwasser nicht exakt dem realen Pegelverlauf (Abb. 2) entsprach.

Der Verlauf des Chlorophyllgehaltes nach dem Hochwasser wurde vom Modell um 10 – 15 % überschätzt (Abb. 2).

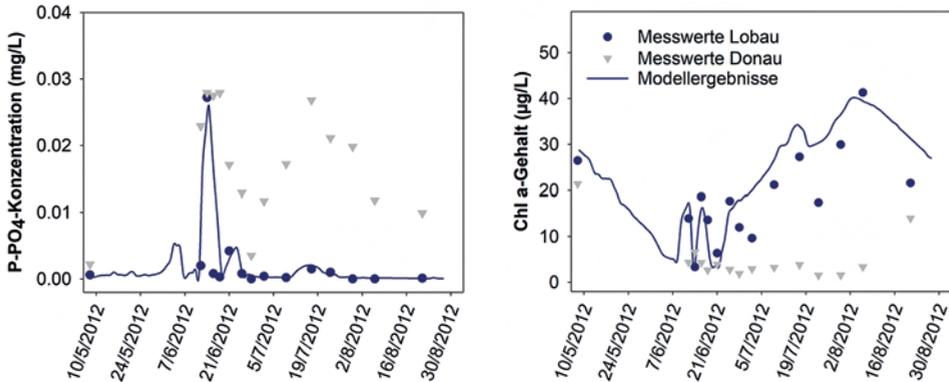


Abb. 2: Vergleich der modellierten P-PO<sub>4</sub>-Konzentrationen, bzw. Chl-a-Gehalten eines ausgewählten Gewässers (Schönauer Wasser, SW) im Hauptgewässerzug (durchgezogene Linie) und der gemessenen Werte (Punkte). – Fig. 2: Comparison of modelled (solid line) and measured (dots) values of P-PO<sub>4</sub> concentration and Chlorophyll-a content in the Schönauer Wasser (SW), a characteristic water body of the main side-channel.

Die Modellierung der Nebengewässer ist wesentlich komplexer, da die Konzentrationen von Nährstoffen und Chlorophyll-a einen sehr großen Wertebereich umfassen. Teilweise konnte dies durch die Adaptierung der Phosphat-Rücklösungsraten in den Segmenten der Nebengewässer kompensiert werden. Generell zeigte sich jedoch, dass Nährstoffkonzentrationen und Chlorophyllgehalte auch in den wenig und nicht angebundnen Bereichen gut nachgebildet werden können (Tab. 5).

Tab. 5: Abweichung der Modellierungsergebnisse von den Messwerten im Zeitraum von 09.05.2012 bis 31.08.2012 (Modell-Messung/Messung\*100). Minimalwert und Maximalwert in Prozent Abweichung (n=13). Die Werte vom 2.7., 23.7. und 23.8. wurden für häufig angebundene Gewässer nicht einbezogen, da eine nicht ins Modell einfließende Anbindung vorlag. – Tab. 5: Average difference of modelled and measured parameter values in the period from 09.05.2012 to 31.08.2012 (modeled value – measured value/measured value\*100, n=13). Values from 2.7., 23.7., and 23.8 not included.

Wasserkörper	Gewässer	P-PO <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	Chl-a
Permanente, durchströmte Gew.	MH	-5 bis 3 %	-3 bis 5 %	-6 bis 5 %
Permanente, häufig angeb. Gew.	SW, KW	-8 bis 6 %	-4 bis 11 %	-1 bis 5 %
Permanente, wenig angeb. Gew.	MW, EW	-5 bis 6 %	-3 bis 11 %	-3 bis 8 %
Permanente, nicht angeb. Gew.	HG, LG	-12 bis 7 %	-2 bis 12 %	-8 bis 7 %

## Modellierung des Istzustandes

Die Modellergebnisse zeigten deutlich den Eintrag von Nährstoffen durch Hochwässer (Tab. 6). Bei Nicht-Anbindung lagen N-NO<sub>3</sub> und P-PO<sub>4</sub> über weite Bereiche in sehr niedrigen Konzentrationen vor (< 0.1 mg/L N-NO<sub>3</sub>, <0.001 mg/L P-PO<sub>4</sub>). Im unteren Be-

reich des Hauptgewässerzuges herrschten durch die häufigere Anbindung im Mittel höhere Konzentrationen als in den stromaufwärts gelegenen Bereichen. In den Nebengewässern konnten, oft zeitlich begrenzt, deutlich höhere  $P-PO_4$ -Konzentrationen als in den oberen Bereichen des Hauptgewässerzuges verzeichnet werden ( $> 0.025$  mg/L). Dabei war anhand der Modellergebnisse zu bemerken, dass dies oft mit einer niedrigen Nitrat-Konzentration einherging, was darauf hindeutet, dass Phosphat im Gewässer nachgeliefert (Phosphat-Rücklösung) wurde. Hochwässer führten zu einer kurzzeitigen Homogenisierung und einer deutlichen Erhöhung der Nährstoff-Konzentrationen.  $P-PO_4$  war nach Hochwässern in der gesamten Unteren Lobau in höheren Konzentrationen verfügbar und erreichte im modellierten Zeitraum (HW 2012) im unteren Bereich des Hauptgewässerzuges Konzentrationen von bis zu  $0.025$  mg/L. Die  $N-NO_3$ -Konzentration bei Hochwässern zeigte ein ähnliches Bild, Maximalkonzentrationen von bis zu  $1.8$  mg/L im unteren Bereich des Hauptgewässerzuges wurden berechnet. Die Maximalkonzentrationen während des Hochwassers entsprachen nahezu den gemessenen Werten der Donau (Maximalwerte beim HW 2012:  $P-PO_4 - 0.028$  mg/L,  $N-NO_3 - 1.86$  mg/L).

Die Trophieparameter Chlorophyll-a und Gesamtphosphor zeigten ein sehr ähnliches Bild. Aufgrund der guten Nährstoffverfügbarkeit im unteren Bereich des Hauptgewässerzuges bildeten sich vor allem nach Hochwässern hohe Phytoplanktonbiomassen. Im Schönauer Wasser (SW) wurden nach dem Hochwasser maximale Chlorophyllgehalte von  $41$   $\mu\text{g/L}$  berechnet (Abb. 3). Dies entspricht den im Schönauer Wasser gemessenen Maximalwerten im Jahr 2012 (11.09.2012:  $40.19$   $\mu\text{g/L}$ ). Der Jahresmittelwert im Schönauer Wasser lag im Gegensatz dazu bei  $18.6$   $\mu\text{g/L}$ . Wesentlich geringer waren die Werte im oberen Bereich des Hauptgewässerzuges, wo durch Verdünnungseffekte ein geringerer Nährstoffeintrag stattfand und die Nährstoff-Verfügbarkeit während Mittel- und Niedrigwasserphasen gering war. Chlorophyllgehalte unter  $5$   $\mu\text{g/L}$  waren die Folge. Durch das Hochwasser wurden die hohen Phytoplanktonbiomassen aus dem unteren Bereich des Hauptgewässerzuges in die mittleren und oberen Bereiche des Hauptgewässerzuges (KW, MW) transportiert, während durch den Eintrag von Donauwasser die Gehalte im unteren Bereich der Lobau sanken. Eine deutliche Abnahme des Chlorophyllgehaltes war beim Hochwasser auch im Mannsdorfer Hagel (MH) erkennbar, da die Donau bei höheren Wasserständen deutlich geringere Werte aufwies als während Mittelwasserphasen (Abb. 2). In vielen wenig angebundenen oder isolierten Nebengewässern waren die Chlorophyllgehalte durch

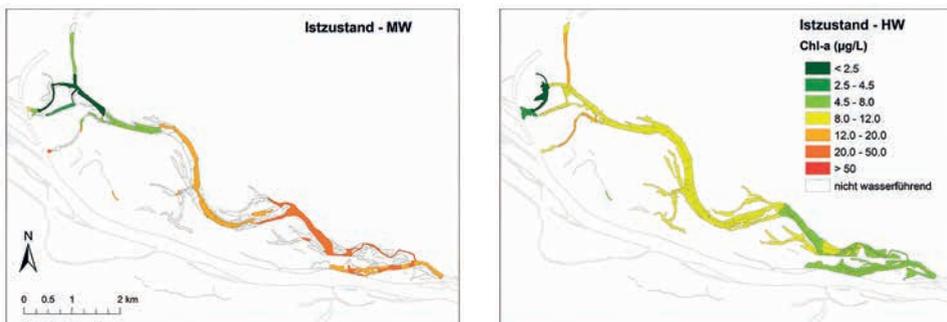


Abb. 3: Modellierte Chlorophyllgehalte (Chl a) einer Mittelwasserphase (MW links) und beim Hochwasserscheitelpunkt (HW rechts) der Variante Istzustand. – Fig. 3: Modelled Chlorophyll-a content during a mean water period and at a flood peak for the management alternative “present state”.

gute Nährstoffverfügbarkeit (z. B. P-Rücklösung) hoch. Maximalwerte von 33 µg/L wurden berechnet.

Die Modellergebnisse zeigten auch erhöhte Gesamtposphor-Konzentrationen (> 0.05 mg/L) im unteren Bereich des Hauptgewässerzuges, sowie in isolierten Nebengewässern. Durch das Hochwasser erhöhten sich die Konzentrationen nur leicht.

### Prognostizierte Auswirkungen durch Dotation mit Donauwasser

Für die Dotationsvariante wurden durch die höheren Nährstoffkonzentrationen im Dotationsgewässer Donau deutlich erhöhte Nährstoff-Konzentrationen im Altarmsystem berechnet. Phosphat- und auch N-NO<sub>3</sub>-Konzentrationen waren im Hauptgewässerzug verglichen mit dem derzeitigen Zustand deutlich erhöht (Tab. 6). Während Hochwässern führt die Donau höhere Nährstoffkonzentrationen mit sich (0.028 mg/L P-PO<sub>4</sub> und 1.4 mg/L N-NO<sub>3</sub> am Scheitelpunkt des HW 2012), die rückstauend in die Untere Lobau eingetragen werden (Tab. 6).

Tab. 6: Unterschied in den Nährstoffkonzentrationen der beiden untersuchten Varianten Istzustand (IST) und Dotationsszenario (DOT). Angegeben sind mittlere Werte einer Mittelwasserphase (MW) und am Hochwasserscheitelpunkt (HW) der Modellberechnungen. – Tab. 6: Differences in modelled nutrient concentrations of the studied management alternatives for a mean water period (MW) and at a flood peak (HW).

		P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	HW	N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	HW
		MW		MW	
Häufig angebundene Gew.	IST	0.001 +/- 0.001	0.009 +/- 0.001	0.19 +/- 0.12	0.88 +/- 0.06
	DOT	0.003 +/- 0.001	0.011 +/- 0.001	0.64 +/- 0.24	1.13 +/- 0.13
Wenig angebundene Gew.	IST	0.001 +/- 0.001	0.019 +/- 0.001	0.08 +/- 0.01	1.51 +/- 0.08
	DOT	0.002 +/- 0.001	0.017 +/- 0.002	0.20 +/- 0.08	1.38 +/- 0.11
Nicht angebundene Gew.	IST	0.009 +/- 0.018	0.013 +/- 0.006	0.15 +/- 0.17	1.02 +/- 0.35
	DOT	0.007 +/- 0.014	0.015 +/- 0.005	0.35 +/- 0.39	1.26 +/- 0.24

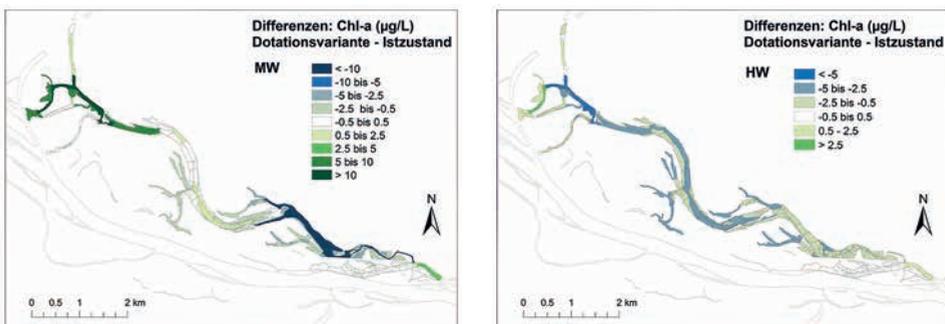


Abb. 4: Differenzen zwischen den untersuchten Varianten (Istzustand und Dotationsszenario) der modellierten Chlorophyllgehalte bei einer Mittelwasserphase (MW links) und am Hochwasserscheitelpunkt (HW rechts). – Fig. 4: Differences in Chlorophyll-a content of the studied management alternatives (present state, controlled water supply) during a mean water period (left side) and a flood peak (right side).

Die gute Nährstoffverfügbarkeit bei der Dotationsvariante führte in der Modellierung zu einer stark erhöhten Primärproduktionsleistung, die höhere Chlorophyllgehalte zur Folge hatte. Mit Ausnahme der nicht direkt angebundenen Bereiche im oberen Bereich des Hauptgewässerzuges (EW), das hydrodynamisch durch die Dotation nur wenig betroffen wäre, zeigten die Modellergebnisse im gesamten Auengebiet hohe Chlorophyllgehalten (bis zu 25 µg/L), die im oberen Bereich des Hauptgewässerzuges deutlich höher als beim Istzustand wären (Abb. 4). Die bei den derzeitigen Bedingungen im Unteren Bereich des Hauptgewässerzuges (SW) sehr hohen Chlorophyllgehalte bei mittleren Wasserständen (bis zu 40 µg/L, nach Hochwassereintrag) würden nach den Modellberechnungen bei der Dotationsvariante nicht erreicht werden, da die Phytoplankton-Biomasse durch den fortlaufenden Austrag aus dem System um bis zu 50 % vermindert würde.

## Diskussion

### Bedeutung und Qualität der Trophiemodellierung

Die Anwendung eines dynamischen Wasserqualitätsmodelles ermöglicht es, prozessbasiert die Entwicklung der aquatischen Primärproduktionsleistung und der Nährstoffverfügbarkeit zu untersuchen. Die Einbeziehung der Hydrologie im Gewässersystem (und damit des internen Stoffaustausches), die Beschaffenheit der Gewässersedimente und des kleinräumigen Stoffumsatzes geben Einblick in die funktionellen Zusammenhänge in den Gewässern, die durch monatliche Messungen oder daraus abgeleiteten statistischen Modellen nicht möglich sind.

Die erzielten Modellergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Werten aus den Monitoringprogrammen. In den Phasen mit Anbindung an die Donau und vor allem während der Hochwässer sind die untersuchten Parameter stark vom eingetragenen Wasser abhängig und können durch das Modell gut abgebildet werden (+/- 10 % Abweichung vom Messwert).

Für die Zeiträume ohne Anbindung an die Donau liegen vom Hydrologischen Modell nur Ergebnisse für die stationären Zustände bei Niedrigwasser, Mittelwasser und Mittelwasser + 1m vor, wobei nur bei Mittelwasser +1m eine Anbindung der unteren Bereiche des Hauptgewässerzuges (HGZ) stattfindet. In diesen Phasen werden die Gewässer stark durch Niederschlag und Verdunstung, oder Austausch mit dem Grundwasserkörper geprägt, die durch das Modell aufgrund der fehlenden Grundlagen nicht abgebildet werden können. Dies kommt sehr stark in kleinen, flachen Gewässern zum Tragen und führt dort zu Abweichungen der Modellierungsergebnisse von den gemessenen Werten von bis zu 25 %. In den großen Gewässern im unteren Bereich des Hauptgewässerzuges werden auch die Phasen ohne Anbindung gut modelliert (+/- 10 % max. Abweichung). Dies entspricht der dokumentierten Genauigkeit von Wasserqualitätsmodellen (CHAPRA 2008). Zusätzlich erwähnt werden muss, dass die Phosphat-Werte im Auengebiet bei Nichtanbindung sehr nah, teilweise unter der analytischen Nachweisgrenze lagen.

In der untersuchten Dotationsvariante ergibt sich eine dominante Strömung vorwiegend in Flussrichtung der Donau und dadurch ein regelmäßiger Wasseraustausch in den Abschnitten entlang der Dotationsstrecke. Somit wird während der stationären Phasen (Niedrigwasser bis sommerlicher Mittelwasserstand) die Genauigkeit des Modells höher, da die Auswirkungen von Verdunstung und Niederschlag, die nicht ins Modell einbezogen wurden, in Bezug auf den gesamten Wasseraustausch geringer werden.

### Modellergebnisse Istzustand und Wirkung der Dotationsvariante

Die Untere Lobau zeigt typische Nährstoff- und Trophieverhältnisse für ein abgedämmtes Auengebiet (HEIN et al. 2004). Speziell bei höheren Wasserführungen führen Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zu erhöhten Konzentrationen in der Wassersäule (WEIGELHOFER et al. 2015). Eine Modellierung der Phosphordynamik konnte die Bedeutung des Eintrages aus der Donau und aus internen Quellen flächig darstellen (PREINER et al. 2020).

Bei einer Dotation der Unteren Lobau sind in vielen Bereichen starke Veränderungen im Nährstoffhaushalt und der aquatischen Primärproduktion zu erwarten. Mittels Trophiemodell wurde die Entwicklung der Nährstoffparameter Phosphat und Nitrat, der Trophieparameter Chlorophyllgehalt und Gesamtphosphor für eine realistische Management-Maßnahme modelliert um die potentiellen Veränderungen und die Unterschiede zum Istzustand darstellen zu können. Es wurde eine Variante gewählt, wo eine sehr starke Wirkung auf den Nährstoffhaushalt zu erwarten war, da die Ausgangskonzentrationen des Dotationswassers deutlich über den Konzentrationen in den Auengewässern lagen.

Zusammenfassend wird die Trophie in den Gewässern von der Intensität der aquatischen Primärproduktion und damit von den verfügbaren Nährstoffen bestimmt. Die Nährstoffverfügbarkeit ist abhängig von der Lage der Gewässer im Altarmsystem und ihrer jeweiligen hydrologischen Konnektivität (Abb. 5).

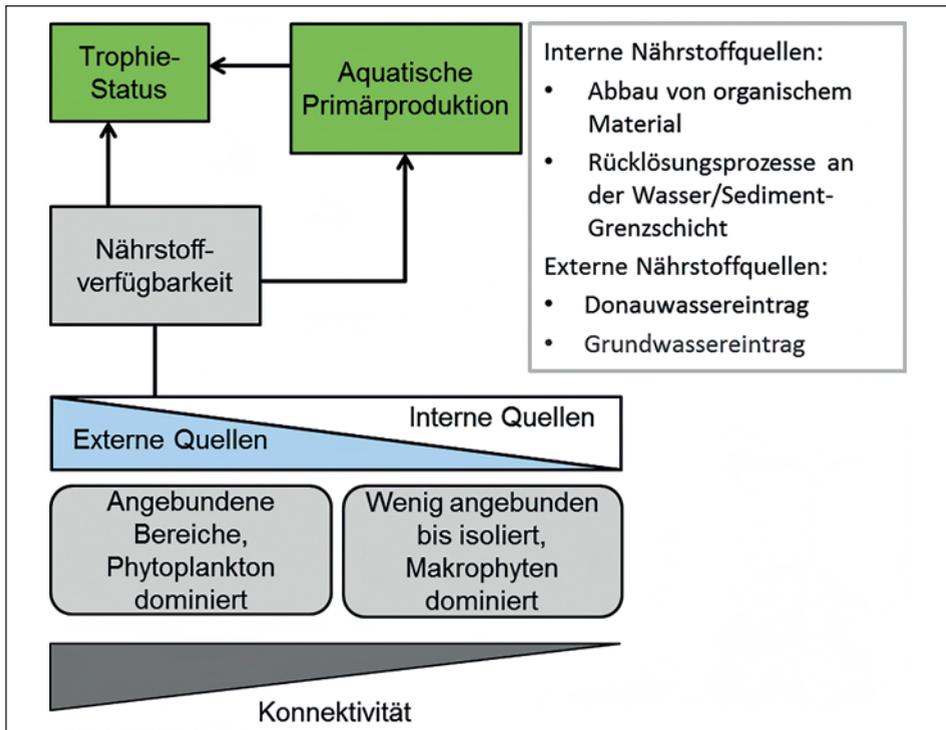


Abb. 5: Zusammenhang zwischen der Nährstoffverfügbarkeit und dem trophischem Status in den Gewässern der Unteren Lobau. – Fig. 5: Schematic linkage of nutrient availability and trophic state in the Lower Lobau water bodies.

Die Primärproduktion in den Gewässern des Hauptgewässerzuges ist großteils Phosphat limitiert (BONDAR-KUNZE et al. 2009). Die zu erwartenden Auswirkungen der Dotation sind deshalb sehr stark von der Wasserchemie der Dotationsgewässer abhängig. In der Donau liegen wesentlich höhere Nährstoff-Konzentrationen als in den Auengewässern vor. Zusätzlich bestand im Untersuchungszeitraum 2012 ein deutlicher Unterschied der Werte bei geringer bis mittlerer Wasserführung und bei Hochwässern. Die P-PO<sub>4</sub>-Konzentration 2012 betrug in der Donau bei geringer bis mittlerer Wasserführung  $0.015 \pm 0.005$  mg/L, beim Hochwasserscheitelpunkt  $0.028$  mg/L. Die N-NO<sub>3</sub>-Konzentration lag bei geringer bis mittlerer Wasserführung bei  $1.1 \pm 0.13$  mg/L und am Hochwasserscheitelpunkt bei  $1.8$  mg/L. Der Chlorophyllgehalt lag bei  $11.1 \pm 2.1$  µg/L bei geringer bis mittlerer Wasserführung und  $5.4$  µg/L bei HW und die Gesamtposphor-Konzentration  $0.047 \pm 0.026$  mg/L bei geringer bis mittlerer Wasserführung und  $0.11$  mg/L am Hochwasserscheitelpunkt (angegeben sind die Mittelwerte der jeweiligen Konzentrationen bei einer Wasserführung kleiner als MW +1 m, bzw. die Werte am Hochwasserscheitelpunkt 2012).

Es ergibt sich bei einer Dotation insgesamt eine Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen in den oberstromigen Bereichen der Unteren Lobau, wogegen in den Bereichen, die derzeit rückstauend von der Donau beeinflusst sind, es zu einer Verringerung der Maximalwerte kommt. Insgesamt ergibt sich daher eine Vergleichmäßigung der Nährstoffkonzentrationen für die gesamte von der Dotation betroffenen Abschnitte. In anderen Auengewässersystemen, die deutlich dynamischere Bedingungen aufwiesen, zeigten Modellansätze auch eine deutlichere Veränderung des Nährstoffhaushaltes und eine Intensivierung des Stoffumsatzes (z. B. NATHO et al. 2020). Der fortlaufende Austrag von Algenbiomasse in die Donau wäre zusätzlich von hohem ökologischem Wert, weil Algenzellen hochwertige, leicht aufschließbare Nahrung für die Nahrungsnetze der Donau darstellen.

Die Aussagen der Modellierung können ein wichtiges Instrument sein, um das Potential der Veränderungen und die Reaktion der Lobaugewässer auf unterschiedliche Vernetzungsvarianten plausibel zu prüfen und ökologische Trends zu prognostizieren.

## Widmung

Diese Arbeit ist dem Pioniergeist von Fritz SCHIEMER gewidmet. Zusammen mit Georg JANAUER und Gerhard IMHOF hat er bereits in den 1980er Jahren grundlegende Untersuchungen für eine Sicherung der ökologisch wertvollen Auengebiete der Lobau, sowie auch Möglichkeiten zur Verbesserung konzipiert. Diese Grundlagen waren auch für diese Arbeit entscheidend. Die Zukunft der Lobau als ökologisch wertvolles Auengebiet ist bis heute nicht gesichert, es bleibt aber zu hoffen, dass in Zukunft Schritte für eine nachhaltige Sicherung einer dynamischeren Au gesetzt werden.

## Dank

Die Finanzierung des Projektes erfolgte durch die Magistratsabteilung 45 der Stadt Wien und das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Europäischer Landwirtschaftsfonds zur Entwicklung des ländlichen Raumes, 323A/2010/043). Wir bedanken uns bei der Gruppe Wasser, der DonauConsult Ingenieurbüro GmbH und dem Institut für Wasserbau und Ingenieurbiologie der Technischen Universität Wien für die hydrodynamischen Grundlagen. Unser besonderer Dank

gilt außerdem der Nationalpark Donau-Auen GmbH, der Magistratsabteilung 22 und der Magistratsabteilung 49, Gerhard NAGEL, Thomas OFENBÖCK, Paul BLASCHKE, Raimund TASCHKE, Hannes GABRIEL, Maria SCHINDLER, Andrea WARINGER-LÖSCHENKOHL, Christian SCHULZE, Michael SCHABUSS und Georg WOLFRAM.

## Literatur

- AMBROSE R.B. & WOOL T.A., 2009: WASP7 Stream Transport-Model Theory and User's Guide: Supplement to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation (No. EPA/600/R-09/100).
- APHA, 1998: Standard methods for the examination of water and waste water, 20th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- BAART I., GSCHÖPF C., BLASCHKE A.P., PREINER S. & HEIN T., 2010: Prediction of potential macrophyte development in response to restoration measures in an urban riverine wetland. *Aquat. Bot.* 93, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.06.002>
- BENEDINI M. & TSAKIRIS G., 2013: Water Quality Modelling for Rivers and Streams. Springer Science & Business Media.
- BONDAR-KUNZE E., PREINER S., SCHIEMER F., WEIGELHOFER G. & HEIN T., 2009: Effect of enhanced water exchange on ecosystem functions in backwaters of an urban floodplain. *Aquat. Sci.* 71, 437–447. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0101-7>
- BOWIE G.L., MILLS W.B., PORCELLA D.B., CAMPBELL C.L., PAGENKOPF J.R., RUPP G.L., JOHNSON K.M., CHAN P.W.H., GHERINI S.A. & CHAMBERLIN C.E., 1985: Rates, Constants, and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling. U.S. (Second edition). Environmental Protection Agency, Washington, USA.
- CERCO C.F. & COLE T., 1995: User's Guide to the CE-QUAL-ICM Three-Dimensional Eutrophication Model, Release Version 1.0, 1995: Vicksburg, MS. USA.
- CHAPRA S.C., 2008: Surface Water-Quality Modeling. Waveland Press. Illinois, USA.
- DANIELOPOL D.L., ROUCH R., POSPISIL P., TORREITER P. & MÖSSLACHER F., 1997: Ecotonal animal assemblages; their interest for groundwater studies, in: Groundwater/Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options. Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, UK, pp. 11–20.
- FUNK A., GSCHÖPF C., BLASCHKE A.P., WEIGELHOFER G. & RECKENDORFER W., 2013: Ecological niche models for the evaluation of management options in an urban floodplain—conservation vs. restoration purposes. *Environ. Sci. Policy* 34, 79–91. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.011>
- FUNK A., RECKENDORFER W., KUCERA-HIRZINGER V., RAAB R. & SCHIEMER F., 2009: Aquatic diversity in a former floodplain: Remediation in an urban context. *Ecol. Eng.* 35, 1476–1484. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.013>
- HEIN T., BARANYI C., RECKENDORFER W. & SCHIEMER F., 2004: The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side-arms along the River Danube, Austria. *Sci. Total Environ.* 328, 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.01.006>
- HEIN T., SCHWARZ U., HABERSACK H., NICHERSU I., PREINER S., WILLBY N. & WEIGELHOFER G., 2016: Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Sci. Total Environ.* 543, 778–790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073>
- HOHENSINNER S., LAGER B., SONNLECHNER C., HAIDVOGL G., GIERLINGER S., SCHMID M., KRAUSMANN F. & WINIWARDER V., 2013: Changes in water and land: the reconstructed Viennese riverscape from 1500 to the present. *Water Hist.* 5, 145–172. <https://doi.org/10.1007/s12685-013-0074-2>
- LORENZEN C.J., 1967: Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>

- NATHO S., TSCHIKOF M., BONDAR-KUNZE E. & HEIN T., 2020: Modeling the effect of enhanced lateral connectivity on nutrient retention capacity in large river floodplains: How much connected floodplain do we need? *Front. Environ. Sci.* 8, 74.
- PREINER S., BONDAR-KUNZE E., WEIGELHOFER G., HEIN T. & PITZL B., 2020: Effect of hydrological connectivity on the phosphorus buffering capacity of an urban floodplain. *Front. Environ. Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00147>
- SCHWARZ U., 2010: Assessment of the restoration potential along the Danube and main tributaries. Presented at the WWF International Danube-Carpathian Programme, Vienna, Austria, p. 58.
- SOMMERWERK N., BLOESCH J., PAUNOVIĆ M., BAUMGARTNER C., VENOHR M., SCHNEIDER-JACOBY M., HEIN T. & TOCKNER K., 2010: Managing the world's most international river: the Danube River Basin. *Mar. Freshw. Res.* 61, 736–748. <https://doi.org/10.1071/MF09229>
- TOCKNER K., UEHLINGER U. & ROBINSON C.T., 2009: *Rivers of Europe*. Academic Press.
- TRAUNER D., FUNK A., PÖLZ E.-M., FELDBACHER E., WEIGELHOFER G., RECKENDORFER W. & HEIN T., 2016: Integrierte gewässerökologische Modellansätze zur Beurteilung von Gewässervernetzungsvarianten am Beispiel der Unteren Lobau. *Österr. Wasser- Abfallwirtsch.* 68, 301–307. <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0322-7>
- WEIGELHOFER G., HEIN T., KUCERA-HIRZINGER V., ZORNIG H. & SCHIEMER F., 2011: Hydrological improvement of a former floodplain in an urban area: Potential and limits. *Ecol. Eng.* 37, 1507–1514. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.05.005>
- WEIGELHOFER G., PREINER S., FUNK A., BONDAR-KUNZE E. & HEIN T., 2015: The hydrochemical response of small and shallow floodplain water bodies to temporary surface water connections with the main river. *Freshw. Biol.* 60, 781–793. <https://doi.org/10.1111/fwb.12532>
- WELTI N., BONDAR-KUNZE E., TRITTHART M., PINAY G. & HEIN T., 2012: Nitrogen dynamics in complex Danube River floodplain systems: effects of restoration. *River Syst.* 20, 71–85. <https://doi.org/10.1127/1868-5749/2011/0047>
- WETZEL R.G. & LIKENS G.E., 2011: *Limnological analysis*. Springer, New York – London.

**Eingelangt:** 2020 08 15

**Anschriften:**

Mag. Stefan PREINER, E-Mail: [stefan.preiner@boku.ac.at](mailto:stefan.preiner@boku.ac.at)

Dr. Elisabeth BONDAR-KUNZE, E-Mail: [elisabeth.bondar@boku.ac.at](mailto:elisabeth.bondar@boku.ac.at)

Ass.-Prof. Dr. Gabriele WEIGELHOFER, E-Mail: [gabriele.weigelhofer@boku.ac.at](mailto:gabriele.weigelhofer@boku.ac.at)

Univ.-Prof. Dr. Thomas HEIN: E-Mail: [thomas.hein@boku.ac.at](mailto:thomas.hein@boku.ac.at)

Institut für Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33/DG, A-1180 Wien und Wassercluster Lunz, Dr. Carl Kupelwieser Promenade 5, A-3293 Lunz am See.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: [157](#)

Autor(en)/Author(s): Preiner Stefan, Bondar-Kunze Elisabeth, Weigelhofer Gabriele, Hein Thomas

Artikel/Article: [Möglichkeiten und Grenzen einer Trophiemodellierung zur Untersuchung der Nährstoffdynamik eines urbanen Augewässers einschließlich möglicher Effekte einer Dotation 213-230](#)