

# River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen

**Titelbild:** Untere Mulde im Biosphärenreservat Mittelelbe, Foto: Michael Vieweg, UFZ

**Herausgeber:** Christine Fischer-Bedtke, Helmut Fischer, Dietmar Mehl, Simone A. Podschun, Martin Pusch, Barbara Stammel & Mathias Scholz

## Redaktion:

Dr. Christine Fischer-Bedtke  
Dipl.-Ing. Mathias Scholz  
Department Naturschutzforschung  
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ  
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig  
E-Mail: mathias.scholz@ufz.de

**Druck:** DDF Digitaldruckfabrik GmbH, Werkstättenstraße 31/ Halle K, 04319 Leipzig



## Förderhinweis:

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundprojektes „River Ecosystem Service Index“ (RESI) mit dem Förderkennzeichen 033W024A-K. RESI ist Teil der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im BMBF-Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) im Rahmenprogramm „Forschung für Nachhaltige Entwicklung“ (FONA). Die Verantwortung für den Inhalt dieser und der folgenden Veröffentlichungen liegt bei den Autoren.

Weitere Informationen gibt es auf der Projekt-Homepage [www.resi-project.info/](http://www.resi-project.info/)



UFZ-BERICHT 2|2020

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

ISSN 0948-9452

# River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen

## Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort und Danksagung</b>	1
<b>Einführung in den River Ecosystem Services (RESI) - Ansatz</b>	5
PODSCHUN, S. A., FISCHER-BEDTKE, C., ALBERT, C., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T. G., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C. & M. SCHOLZ	
<b>Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen</b>	17
FISCHER-BEDTKE, C., VILOVIĆ, V., PODSCHUN, S. A., ALBERT, C., DAMM, C., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T. G., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., SCHOLZ, M. & A. DEHNHARDT	
<b>Quantifizierung und Bewertung versorgender Ökosystemleistungen</b>	59
DEHNHARDT, A., RAYANOV, M., HARTJE, V., SANDER, A., HORLITZ, T. & T. BENNER	
<b>Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhausgasen / Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden</b>	77
MEHL, D., HOFFMANN, T. G. & I. IWANOWSKI	
<b>Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention</b>	93
RITZ, S., LINNEMANN, K., BECKER, A., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., VENOHR, M., WILDNER, M. & H. FISCHER	
<b>Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – bundesweiter Ansatz für die Aue</b>	141
SCHOLZ, M., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A., STAMMEL, B. & K. HENLE	
<b>Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue</b>	149
FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A., STAMMEL, B. & M. SCHOLZ	
<b>Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Fluss – AquaRESI</b>	171
NISSL, M., STAMMEL, B., LENTZ, A., FOCKLER, F., PARZEFALL, C., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M. & A. RUMM	
<b>Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix</b>	181
STAMMEL, B., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HORCHLER, P., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A. & M. SCHOLZ	
<b>Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna – Mollix</b>	193
RUMM, A., SCHOLZ, M., STAMMEL, B., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L. & F. FOCKLER	

<b>Regelwerk für Maßnahmen in den Modellgebieten für den Habitatindex</b>	209
DAMM, C., GERSTNER, L., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., STAMMEL, B. & M. SCHOLZ	
<b>Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften</b>	213
THIELE, J., ALBERT, C. & C. VON HAAREN	
<b>Anwendung des RESI Habitatindex für die Modellregionen am Oberrhein</b>	253
DAMM, C., LOTTI, J., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., SCHOLZ, M., STAMMEL, B. & L. GERSTNER.	
<b>Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel</b>	273
MEHL, D., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HOFFMANN, T. G., IWANOWSKI, J., PODSCHUN, S. A., RUMM, A., SCHOLZ, M. & B. STAMMEL	
<b>Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen bei Umsetzung typspezifischer Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen</b>	293
FISCHER-BEDTKE, C., IWANOWSKI, J., PODSCHUN, S. A., BECKER, A., FISCHER, H., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HOFFMANN, T. G., HORNUNG, L., KASPERIDUS, H. D., LINNEMANN, K., RITZ, S., RUMM, A., STAMMEL, B., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., WILDNER, M. & D. MEHL	
<b>Ergebnisse der Ökosystemleistungs-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller- bis zur Lechmündung</b>	325
GELHAUS, M., PODSCHUN, S. A., ALBERT, C., BECKER, A., CHAKHVASHVILI, E., FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., DAMM, C., GERSTNER, L., HOFFMANN, T. G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H. D., LINNEMANN, K., MEHL, D., PUSCH, M., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., SANDER, A., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., WILDNER, M. & B. STAMMEL	
<b>Anwendung des River Ecosystem Service Index (RESI) in der Wasserwirtschaft und im Naturschutz</b>	365
PUSCH, M., PODSCHUN, S. A., STAMMEL, B., FISCHER, H., FISCHER-BEDTKE, C., MEHL D. & M. SCHOLZ	
<b>Anschriften der Autoren</b>	373
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	375
<b>Glossar</b>	377

## Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention

RITZ, S., LINNEMANN, K., BECKER, A., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., VENOHR, M., WILDNER, M. & H. FISCHER

### Inhaltsverzeichnis

1	Einführung .....	94
1.1	Betrachtete Prozesse.....	94
1.2	Möglichkeiten zur Quantifizierung der Retention .....	95
1.3	Indikatorenentwicklung .....	97
2	Methodisches Vorgehen .....	98
2.1	Quantifizierung der Retention im Hauptlauf und in den Nebenflüssen.....	98
2.1.1	Quantifizierung der Retention mit QSim.....	98
2.1.2	Quantifizierung der Retention mit MONERIS.....	101
2.2	Quantifizierung der Retention in der Aue .....	110
2.2.1	N-Retention in der Aue .....	110
2.2.2	P-Retention in der Aue.....	112
2.3	Bewertung des Retentionsindikators.....	114
2.3.1	Festlegung der Skalengrenzen für den Hauptlauf.....	115
2.3.2	Festlegung der Skalengrenze für die Aue.....	117
2.3.3	Berechnung der integrierten Umsatzraten auf dem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt.....	117
2.3.4	Berechnung des Retentionsindikators für den 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt.....	118
2.3.5	Bewertungsraum.....	120
3	Fallbeispiel Donau.....	121
3.1	Retention im Hauptlauf (Ret <sub>F</sub> ).....	121
3.2	Retention in der Aue (Ret <sub>A</sub> ) .....	124
3.3	Retentionsindikator (Ind <sub>xret</sub> ) .....	125
4	Fazit.....	129
5	Literatur .....	130
6	Anhänge.....	134

## 1 Einführung

Anthropogene Aktivitäten haben den globalen Stoffhaushalt von Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kohlenstoff (C) stark verändert. Die Anwendung von Düngemitteln, Einträge über Kläranlagen, Luftverschmutzungen sowie die Degradation entwässerter Feuchtgebiete führen zu überhöhten N-, P- und teilweise auch C-Emissionen in die Gewässer. Dies kann vielfältige Probleme wie z. B. die Eutrophierung von Flüssen und Seen aber auch der Ästuare und Küstenregionen oder den Verlust an Biodiversität zur Folge haben. Flüsse und ihre Auen haben eine natürliche Kapazität, dem aus überhöhten Nährstoffemissionen resultierenden Anstieg der Nährstoffkonzentrationen bis zu einem gewissen Ausmaß entgegenzuwirken, indem sie diese Stoffe zurückhalten (Retention) und so die Belastung der unterliegenden Gewässer verringern.

### 1.1 Betrachtete Prozesse

Unterschiedliche Prozesse können zur Nährstoff- bzw. Kohlenstoffretention in Fluss und Aue beitragen. Dabei wird zwischen einem temporären Rückhalt und der dauerhaften Entfernung aus dem Ökosystem unterschieden. Assimilative Prozesse führen zu einer Aufnahme gelöster anorganischer N-, P- und C-Verbindungen in die Biomasse im Fluss und/oder die Auenvegetation. Ebenfalls können die partikulären Stoffkomponenten (und auch ein Teil der anorganischen Verbindungen wie ortho-Phosphat oder Ammonium) zeitweise im Sediment abgelagert bzw. sorbiert werden. Die Sedimentation gilt neben Adsorptionsprozessen und der Pflanzenaufnahme (Verhoeven et al. 2006) als wichtigster Prozess für den Phosphorrückhalt in Auen (van der Lee et al. 2004, Bondar et al. 2007, Trepel 2009, Hoffmann et al. 2009). Aufgrund der möglichen Remineralisierung, Rücklösung oder Resuspension führen diese Mechanismen aber meist lediglich zu einer temporären Retention (Kronvang et al. 1999).

Neben dem temporären Rückhalt kann Stickstoff über den Prozess der Denitrifikation (mikrobielle Umwandlung von Nitrat zu molekularem Stickstoff) auch dauerhaft aus dem System entfernt werden. Daher gilt die Denitrifikation als der wichtigste Prozess, durch den verfügbarer (reaktiver) Stickstoff dem Ökosystem permanent entzogen wird (Mulholland et al. 2008) und ist für die N-Retentionsleistung von Fluss und Aue von zentraler Bedeutung. Ebenso können organische C-Verbindungen durch den Prozess der Respiration (Zellatmung durch aquatische Organismen) zu gasförmigem Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) umgewandelt werden, was ebenfalls einer dauerhaften Entfernung von organischem C entspricht, aber auch mit dem Trade-Off der Treibhausgasemission verbunden ist.

Bei Betrachtung der Ökosystemleistungen (ÖSL), die in Zusammenhang mit der N-, P-, und C-Retention stehen, wird häufig nicht zwischen den unterschiedlichen Prozessen differenziert, die zu einer temporären oder dauerhaften Retention führen (z. B. LaNotte et al. 2017). Jedoch sollten diese Prozesse prinzipiell differenzierter bewertet werden. Dies wird insbesondere in Flüssen deutlich, wo durch die gerichtete Wasserbewegung eine verstärkte Transportkomponente hinzukommt und eine assimilative Aufnahme in planktische Biomasse keiner Gesamt-Nährstoffretention, sondern lediglich einer Transformation der gelösten Nährstoffe entspricht, die in den stromab gelegenen Bereichen, Ästuaren oder Küstenzonen wieder rückgängig gemacht wird. Im Gegensatz dazu führt die Assimilation von Nährstoffen und Kohlenstoff durch die Auenvegetation zu zeitweiser Immobilisierung des Gesamtnährstoffs. Aus diesem Grund wird für die N- und P-Retention nur die (temporäre) Aufnahme in „stationäre“ Biomasse (d. h. in Auenvegetation oder in benthische Biomasse wie Zoobenthos oder Makrophyten) als ÖSL betrachtet, während die Aufnahme in planktische Biomasse nicht quantifiziert wird. Die in RESI für die Nährstoffretention quantifizierten Prozesse sind in der Tabelle 1 gelistet.

Die ÖSL der C-Retention (d. h. die Entfernung oder der Rückhalt von organisch gebundenem C als Selbstreinigungsleistung) ist hierbei von der ÖSL der C-Sequestrierung (d. h. der Festlegung von CO<sub>2</sub> in Biomasse oder Böden als Beitrag zum Treibhausgasrückhalt) zu unterscheiden (Schulz-Zunkel et al. 2012). In Flüssen findet sowohl ein intensiver Aufbau (Assimilation) als auch Abbau (Respiration) von organischem C statt. Im Unterschied zu Auen ist hier jedoch zu beachten, dass eine erhöhte C-Assimilation (ebenso wie erhöhte externe C-Einträge) zur Eutrophierung mit entsprechend negativen Folgen wie Sauerstoffmangel, Biodiversitätsverlust und indirekt auch zu einer verstärkten Bildung von Treibhausgasen (Methan) führen kann. Dieser Trade-Off zwischen CO<sub>2</sub>-Festlegung in Biomasse und Eutrophierungserscheinungen besteht in der Aue in geringerem Maße. Aufgrund der negativen Folgen der Eutrophierung in Gewässern wird die ÖSL der C-Retention im Fluss als eine Selbstreinigungsleistung in Form einer C-Entfernung betrachtet, auch wenn dabei entsprechende Mengen an CO<sub>2</sub> freigesetzt werden.

Tab. 1: Kurzbeschreibung der in RESI berücksichtigten Prozesse zur Quantifizierung der Retention von N, P und C.

ÖSL	Kurzbeschreibung / beteiligte Prozesse
Retention von N	<ul style="list-style-type: none"> <li>- (Temporärer) Rückhalt von N durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Aufnahme über die Auenvegetation oder die benthische Biomasse in der Flusssohle)</li> <li>- (Temporärer) Rückhalt durch Aufnahme in Sedimente/Böden (Sedimentation, Sorption)</li> <li>- Dauerhafte Entfernung von N durch Denitrifikation</li> </ul>
Retention von P	<ul style="list-style-type: none"> <li>- (Temporärer) Rückhalt von P durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Aufnahme über die Auenvegetation oder die benthische Biomasse in der Flusssohle)</li> <li>- (Temporärer) Rückhalt durch Aufnahme in Sedimente/Böden (Sedimentation, Sorption)</li> </ul>
Retention von organischem C	<ul style="list-style-type: none"> <li>- (Temporärer) Rückhalt von organischem C durch die benthische Biomasse in der Flusssohle</li> <li>- (Temporärer) Rückhalt durch Aufnahme in Sedimente/Böden (Sedimentation)</li> <li>- Dauerhafte Entfernung von organischem C durch Respiration</li> </ul>

## 1.2 Möglichkeiten zur Quantifizierung der Retention

Direkte Messungen der Netto-Retention von Gesamt-N und Gesamt-P unter Freilandbedingungen sind z. B. über Bilanzierungen der Stoffeinträge und -austräge auf einem bestimmten Flussabschnitt möglich. Hierbei werden die Nährstofffrachten (Konzentration × Abfluss) einer stromaufgelegenen Messstelle und die hinzukommenden Stofffrachten über die Nebenflüsse und Kläranlagen auf der betrachteten Fließstrecke aufsummiert und mit dem tatsächlichen Austrag (d. h. der Nährstofffracht am Ende der Fließstrecke) verglichen. Vorausgesetzt, es wurden auf diese Weise alle signifikanten Einträge entlang der Fließstrecke berücksichtigt, entspricht die Differenz zwischen der Summe der Einträge und der tatsächlichen Fracht stromabwärts dem gewässerinternen Umsatz. Über reine Bilanzierungen lässt sich allerdings nicht direkt ermitteln, auf welchen Prozessen die zu einem bestimmten Zeitpunkt gemessene Retention beruht. Im Falle von Stickstoff lässt sich z. B. nicht ohne weiteres unterscheiden, ob die N-Fracht durch eine temporäre Speicherung im Sediment reduziert wurde oder ob tatsächlich eine dauerhafte Entfernung von N über den Prozess der Denitrifikation stattgefunden hat. Vergleiche zwischen Bilanzierungen und direkten Denitrifikationsmessungen weisen jedoch darauf hin, dass zumindest in frei fließenden Flüssen ohne ausgeprägte benthische Biomassen (z. B. Makrophyten) die Denitrifikation der dominante Retentionspfad für Gesamt-N ist (Pribyl et al. 2005; Smith et al. 2008; Ritz 2016). Dies wird auch über die QSim Modellierungen an der Donau bestätigt (s. Kap. 3.1). Direkte Messungen der

Denitrifikation in Flüssen lassen sich über sogenannte „Open-Channel“  $N_2$  Messungen durchführen. Hierbei wird das Endprodukt der Denitrifikation  $N_2$  direkt in der Wassersäule des Flusses gemessen und die Denitrifikationsraten unter Berücksichtigung des Gasaustausches und der Aufenthaltszeit des Wassers berechnet (Baulch et al. 2010; Ritz et al. 2018). „Open-Channel“ Methoden eignen sich auch zur Quantifizierung des C-Umsatzes über respiratorische Prozesse. In diesem Fall wird nicht  $N_2$ , sondern  $O_2$  in der Wassersäule gemessen und die Respiration ( $O_2$ -Verbrauch) wird über die Veränderung von  $O_2$  unter Berücksichtigung der Primärproduktion ( $O_2$ -Produktion) und des Gasaustausches berechnet (Odum 1956, Kupilas et al. 2017). In kleineren Flüssen besteht zudem die Möglichkeit, stabile Isotope ( $^{15}NO_3$ ) als Tracer in den untersuchten Flussabschnitt einzubringen und über die Produktion des isotopenmarkierten  $N_2$  bzw. über die Aufnahme in die Biomasse die N-Retention bzw. Denitrifikation zu messen (Böhlke et al. 2004; Mulholland et al. 2008). Hierbei ist darauf zu achten, dass die  $^{15}NO_3$  Zugabe die natürliche  $NO_3$ -Konzentration im Fluss nicht zu stark verändert und sich der eingebrachte Tracer möglichst gut in die reaktiven Zonen des Flussbettes einmischt.

Neben solchen Freilandmethoden kann die Retentionsleistung auch über Labormessungen quantifiziert werden. Zur Messung der Denitrifikation werden häufig Sedimentkerne aus dem Freiland entnommen und die Denitrifikation über Acetylen Inhibierungstechnik quantifiziert. Acetylen inhibiert den letzten Schritt der Denitrifikation, die Umwandlung von  $N_2O$  zu  $N_2$ , wodurch das leicht messbare  $N_2O$  zum Endprodukt des Prozesses wird. Jedoch bestehen bei dieser Methode gewisse Einschränkungen, wie z. B. die Inhibierung der Nitrifikation durch zugegebene Acetylen (Felber et al. 2012). Die Nitrifikation kann jedoch insbesondere in Systemen mit niedrigen Nitratkonzentrationen in der Wassersäule eine wichtige Nitratquelle für die Denitrifikation sein (gekoppelte Nitrifikation/Denitrifikation), was zu Unterschätzungen der N-Retentionsleistung mit dieser Methode führen kann (z. B. Seitzinger 1988). Alternative Sediment-Inkubationen über die Zugabe eines  $^{15}N$  Tracers („Isotope-Pairing“, Nielsen 1992) oder die direkte Messung der  $N_2$ -Produktion im Sedimentkern (z. B. Smith et al. 2006) vermeiden diese Artefakte und sind, insbesondere in nitratarmen Systemen, der klassischen Acetylen Inhibierungstechnik vorzuziehen. Generell haben Labormethoden zwar den Vorteil, dass sie relativ leicht und unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden können, allerdings werden die Sedimente dabei von ihrer natürlichen hydrodynamischen Umgebung isoliert und eine korrekte Nachbildung der Freilandbedingungen ist im Labor nur begrenzt möglich. Insbesondere in Flusssedimenten können die Austauschraten zwischen Sediment und Wassersäule eine entscheidende Größe für die mikrobielle Aktivität des Flussbettes und damit für deren Retentionsleistung sein (Zarnetske et al. 2011).

Sowohl Freiland- als auch Labormessungen können Umsatzraten nur für den Zeitraum wiedergeben in dem die Messungen durchgeführt wurden. Die Umsatzzraten können jedoch im Jahresverlauf stark schwanken, z. B. aufgrund von veränderten Temperatur- oder Abflussverhältnissen. In RESI werden modellbasierte Ansätze verwendet, die es erlauben, nicht nur die seasonspezifische Retentionsleistung, sondern auch die jährliche Gesamtretention zu quantifizieren und entsprechend zu bewerten. Die verwendeten Modellansätze werden in Kap. 2 näher erläutert.

### 1.3 Indikatorenentwicklung

Die Retentionsleistung in Flüssen und Auen kann über unterschiedliche Proxies quantifiziert werden. Über flächenbezogene Umsatzraten (Masse/Fläche/Zeit) lassen sich verschiedene Habitate direkt miteinander vergleichen. Um jedoch die Leistung eines Gesamtsystems (z. B. Fluss-Auen-Abschnitt) zu ermitteln muss die Gesamtfläche berücksichtigt werden, die für den jeweiligen Umsatzprozess zur Verfügung steht (z. B. die Breite des Flusses und die Fläche der angrenzenden Auen). Ist diese bekannt, lässt sich die zurückgehaltene Fracht in einem bestimmten Zeitraum (Masse/Abschnitt/Zeit) berechnen. Dieser Indikator wird häufig für die Quantifizierung der ÖSL eines bestimmten Flussabschnitts herangezogen (Grizzetti et al. 2015, Berg et al. 2016).

Aufgrund des positiven Zusammenhangs zwischen der Substratverfügbarkeit (hier die N-, P- oder C-Konzentration) und der Umsatzrate (z. B. Denitrifikation, P-Festlegung oder Respiration) ist die umgesetzte Masse in einem ‚belasteten‘ System, d. h. in einem System mit hohen N-, P- oder C-Konzentrationen, höher (sofern der entsprechende Prozess noch nicht substratgesättigt ist) (Mulholland et al. 2008). Eine direkte Überführung dieser Werte in eine ÖSL würde also dazu führen, dass belastete Systeme in Hinblick auf ihre Retentionsleistung besser bewertet werden als unbelastete. In RESI wird die Retention jedoch als Fähigkeit eines Fluss-Auen-Abschnitts verstanden, überhöhte Belastungen zu kompensieren. Entsprechend müssen die Umsatzraten in Relation zur jeweiligen Belastung betrachtet werden. Aus diesem Grund wurde in RESI der Indikator ‰-Retention pro 1-km-Fluss-Auen-Segment gewählt. Hierbei wird die absolute Retention auf einem gegebenen 1-km-Fluss-Auen-Segment in Relation zur Fracht gesetzt:

$$Ind_{xret} = \frac{\sum(Ret_xF, Ret_xA)}{T_x} * 1000 \quad \text{Gl. 1}$$

wobei:

$Ind_{xret}$  = relative Retention des jeweiligen Stoffes (N oder P) auf einem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt [‰]

$Ret_xF$  = absolute jährliche Retention auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [ $t a^{-1}$ ]

$Ret_xA$  = absolute jährliche Retention auf einem 1-km-Auen-Abschnitt [ $t a^{-1}$ ]

$T_x$  = absolute jährliche Fracht des jeweiligen Stoffes (N oder P) auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [ $t a^{-1}$ ]

Der Indikator bezieht sich auf eine Abschnittslänge von 1-km, da auf unterschiedlich langen Abschnitten unterschiedlich viel Fläche und Aufenthaltszeit für die jeweiligen Prozesse zur Verfügung steht, was die Gesamtretention beeinflusst. Der so berechnete Indikator gibt an, in welchem Umfang die N-, P- oder C-Fracht des Flusswassers innerhalb eines 1-km langen Fluss-Auen-Abschnitts reduziert wird.

Der Beitrag zur Retention von N, P und C unterscheidet sich zwischen Fluss und Aue. Während der Indikator für die N- und P-Retention nach Gleichung 1 für Fluss und Aue berechnet wird, spielen bei der C-Retention vor allem die flussinternen Umsätze (u. a. auch die C-Produktion durch Assimilation des Phytoplanktons) eine Rolle. Dementsprechend wird der Indikator %<sub>o</sub>-Retention für organischen Kohlenstoff wie folgt berechnet:

$$Ind_{cret} = \frac{\sum(Ret_cF, AssC)}{org.C} * 1000 \quad \text{Gl. 2}$$

wobei:

$Ind_{cret}$  = relative Retention von org. C auf einem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt [%<sub>o</sub>]

$Ret_cF$  = absolute jährliche Retention von org. C auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [ $t a^{-1}$ ]

$AssC$  = absolute jährliche org. C-Produktion auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [ $t a^{-1}$ ]

$org.C$  = absolute jährliche org. C-Fracht im Fluss auf dem betrachteten Kilometer [ $t a^{-1}$ ]

## 2 Methodisches Vorgehen

### 2.1 Quantifizierung der Retention im Hauptlauf und in den Nebenflüssen

Die N-, P- und C-Retention im Fluss ( $Ret_xF$ ) kann auf unterschiedliche Weise quantifiziert werden. Dazu zählen einerseits modellbasierte Ansätze, andererseits Bilanzierungsrechnungen oder direkte Messungen des Stoffumsatzes und der Retention.

Im Folgenden werden QSim und MONERIS als zwei Modellalternativen zur Berechnung der flussinternen Retention vorgestellt. Während im Gewässergütemodell QSim die Retention der Nährstoffe N und P sowie die C-Retention im Hauptstrom über die Modellierung der Stoffumsatzraten berechnet werden, ist MONERIS für die Bilanzierung der gesamten N- und P-Retention ausgelegt. Mit MONERIS können Nährstoffbilanzen des Einzugsgebiets eines Oberflächengewässers berechnet werden. Daher können beide Modelle auch als Modellkette fungieren, falls Messdaten zu Einleitungen aus Nebenflüssen fehlen oder veränderte Nährstofffrachten in den Hauptstrom (z. B. Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet) simuliert werden sollen.

#### 2.1.1 Quantifizierung der Retention mit QSim

Für die Modellregion Donau (von Ulm bis Passau) wird die N-, P- und C-Retention mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim berechnet. In diesem Modell werden die Änderungen der jeweiligen Stofffracht (N, P und C) unter Berücksichtigung von Einleitungen und flussinternen Umsatzprozessen für die entsprechende Flussmorphologie berechnet. Es ist mit dem hydrodynamischen Modell HYDRAX (Oppermann et al. 2015) gekoppelt und berücksichtigt somit auch die Transportzeiten im Gewässer und deren Einfluss auf den Stoffumsatz. QSim wurde bereits erfolgreich für wissenschaftliche und wasserwirtschaftliche Fragestellungen an der Donau (Bergfeld 2006, Viergutz et al. 2013) eingesetzt. Es wurde seitdem mit einem Sedimentbaustein („SEDFLUX“) ausgestattet (Kirchesch et al. 2016), der es ermöglicht, auch die Umsatzprozesse im Sediment (wie sessile Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation) abzubilden.

##### 2.1.1.1 N-Retention im Fluss

Die Änderung des Gesamt-Stickstoffs (Total Nitrogen: TN) wird im Modell über Sedimentationsverluste sowie Ammonium bzw. Nitratflüsse in oder aus dem Sediment berechnet. Die Sedimentation des organischen Materials und der Algen hängt dabei von dem turbulenzabhängig sedimentierbaren Anteil des jeweiligen Stoffes und der ebenso turbulenzabhängigen Sinkgeschwindigkeit

ab. Für die gelösten Verbindungen (Nitrat und Ammonium) wird der Stoffaustausch zwischen der Wassersäule und dem Sediment über einen Diffusionskoeffizienten berechnet, der in Abhängigkeit von der Turbulenz in der Wassersäule um einen ‚vertikalen Puls‘ erhöht wird. In Abhängigkeit von den Transportgeschwindigkeiten ins Sediment und von den im Sediment stattfindenden Prozessen können die Nitrat- bzw. Ammoniumflüsse negativ (d. h. das Sediment fungiert als Senke) oder positiv (d. h. das Sediment fungiert als Quelle) sein. Das Sediment selbst wird im Modell in eine aerobe und eine anaerobe Schicht unterteilt. Die Mineralisierung von abgelagertem organischem Material (Umwandlung von org. N zu Ammonium) findet in beiden Schichten statt. Die Nitrifikation (Umwandlung von Ammonium zu Nitrat) findet neben den Prozessen in der Wassersäule lediglich in der aeroben Schicht statt. Die Denitrifikation (Umwandlung von Nitrat zu  $N_2$ ) findet in der anaeroben Schicht statt, sie kann bei sehr geringen  $O_2$  Konzentrationen aber auch in der aeroben Schicht stattfinden. Der Stoffaustausch zwischen der aeroben und anaeroben Schicht wird ebenfalls über einen Diffusionskoeffizienten berechnet (Details in Kirchesch et al. 2016). Die zeitliche Änderung des Gesamtstickstoffs ergibt sich im Modell aus:

$$\frac{d_{ges}N}{dt} = -C_{org, sed} * N_{org} - BAC_{sed} * N_{BAC} - \sum_{j=1}^{j=3} A_{sed,j} * Q_{Nj} + \frac{JNO3}{H} + \frac{JNH4}{H} \quad \text{Gl. 3}$$

wobei:

$gesN$  = Gesamt-Stickstoffkonzentration [ $g\ m^{-3}$ ]

$C_{org, sed}$  = sedimentierte Menge an totem org. Kohlenstoff [ $g\ m^{-3}d^{-1}$ ]

$N_{org}$  = Kohlenstoff/Stickstoffverhältnis in sedimentiertem totem org. Material [-]

$BAC_{sed}$  = sedimentierte Bakterienbiomasse [ $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ]

$N_{BAC}$  = Stickstoffanteil an der Bakterienbiomasse [-]

$A_{sed,j}$  = sedimentierte Menge an Algen der Klasse j [ $g\ m^{-3}d^{-1}$ ]

$Q_{Nj}$  = Stickstoffanteil der Algenbiomasse der Klasse j [ $gN\ gBiom^{-1}$ ]

$JNO3$  = Nitratstickstofffluss in bzw. aus dem Sediment [ $g\ m^{-2}d^{-1}$ ]

$H$  = Gewässertiefe [m]

$JNH4$  = Ammoniumstickstofffluss in bzw. aus dem Sediment [ $g\ m^{-2}d^{-1}$ ]

### 2.1.1.2 P-Retention im Fluss

Die Änderung des Gesamt-Phosphors (Total Phosphorus: TP) erfolgt durch Sedimentation von partikulärem organisch gebundenem Phosphor (Algen und Detritus) und dem Austausch von anorganischem Phosphor ( $PO_4-P$ ) mit dem Sediment. Der organisch gebundene Phosphor gelangt durch die Sedimentation des Phytoplanktons und des Detritus in das Sediment, wo er zu anorganischem Phosphor mineralisiert wird. Nur ein Teil des anorganischen Phosphors liegt im Porenwasser gelöst vor, da Phosphat unter oxidischen Bedingungen an Tonminerale und Eisenoxide sorbiert werden kann. Dies gilt sowohl für den im Sediment gebildeten als auch für den in der Wassersäule transportierten anorganischen Phosphor. Bei geringen Sauerstoffkonzentrationen wird Phosphor wiederum freigesetzt und kann in den darüber liegenden Wasserkörper diffundieren. Das Sorptionsvermögen von Phosphor an Feststoffe wird in QSim mit Hilfe der Adsorptionsisotherme nach Langmuir und unter Berücksichtigung der Sauerstoff- und Nitratkonzentration berechnet (Details in Kirchesch et al. 2016). Die Bilanzgleichung für den Gesamt-Phosphorgehalt im Modell QSim lautet:

$$\frac{d_{ges}P}{dt} = -C_{org, sed} * P_{org} - BAC_{sed} * P_{BAC} - \sum_{j=1}^{j=3} A_{sed, j} * Q_{P_j} + \frac{JPO4}{H} \quad \text{Gl. 4}$$

wobei:

gesP	= Gesamt-Phosphorkonzentration [g m <sup>-3</sup> ]
C <sub>org, sed</sub>	= sedimentierte Menge an totem org. Kohlenstoff [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
P <sub>org</sub>	= Kohlenstoff/Phosphorverhältnis in sedimentiertem totem org. Material [-]
BAC <sub>sed</sub>	= sedimentierte Bakterienbiomasse [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
P <sub>BAC</sub>	= Phosphoranteil an der Bakterienbiomasse [-]
A <sub>sed, j</sub>	= sedimentierte Menge an Algen der Klasse j [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
Q <sub>P<sub>j</sub></sub>	= Phosphoranteil der Algenbiomasse der Klasse j [g P gBiom <sup>-1</sup> ]
H	= Wassertiefe [m]
JPO4	= Phosphorfluss in bzw. aus dem Sediment [g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]

### 2.1.1.3 C-Retention im Fluss

Die C-Retention umfasst den Abbau des organisch gebundenen Kohlenstoffs (org. C) im Fluss (Respiration) und die Festlegung von org. C in den Sedimenten (Aufbau benthischer Biomasse, Sedimentation). Zusätzlich findet beim C-Umsatz im Gegensatz zu N und P auch ein flussinterner Aufbau von org. C durch assimilative Prozesse statt (autochthoner C), was in der Bilanz dem C-Abbau entgegenwirkt. Im Modell QSim wird sowohl der Aufbau der Algenbiomasse (Assimilation) als auch der Abbau des organischen C (Respiration) beschrieben. Beide Prozesse führen zu einer Veränderung der Sauerstoffkonzentration der Wassersäule (Assimilation = Sauerstoffproduktion, Respiration = Sauerstoffverbrauch) und gehen im Modell entsprechend in die Bilanzgleichung für die Änderung des Sauerstoffgehaltes ein. Die Gesamtgleichung lautet:

$$\frac{dO_2}{dt} = k_{2,OB} * (O_{2, Saett} - O_2) - BSB - \Delta O_{Nitri} + \sum_{j=1}^{j=3} \Delta O_{A, j} - \Delta O_{ROT} - \Delta O_{DR} + \frac{JO_2}{H} \quad \text{Gl. 5}$$

wobei:

k <sub>2,OB</sub>	= Gasaustauschkoeffizient für Sauerstoff über die Gewässeroberfläche [d <sup>-1</sup> ]
O <sub>2</sub>	= Sauerstoffgehalt [g m <sup>-3</sup> ]
O <sub>2, Saett</sub>	= Sauerstoffsättigungskonzentration [g m <sup>-3</sup> ]
BSB	= Sauerstoffverbrauch durch die Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen in der Wassersäule [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
ΔO <sub>Nitri</sub>	= Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation in der Wassersäule [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
ΔO <sub>A, j</sub>	= Sauerstoffänderung durch die Algen der Klasse j [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
ΔO <sub>ROT</sub>	= Sauerstoffänderung durch die Respiration der Rotatorien [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
ΔO <sub>DR</sub>	= Sauerstoffänderung durch Respiration von <i>Dreissena polymorpha</i> [g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> ]
H	= Wassertiefe [m]
JO <sub>2</sub>	= Sauerstofffluss in das Sediment [g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ]

Als ÖSL für den C-Umsatz werden nur die Prozesse berücksichtigt, die mit einem Aufbau bzw. Abbau von organischem Material verbunden sind, hier also die mikrobielle Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen in der Wassersäule (BSB), die Respiration des Zooplanktons (hier: Rotatorien ΔO<sub>ROT</sub>) und des Zoobenthos (hier: *Dreissena polymorpha* ΔO<sub>DR</sub>) und der Sauerstofffluss in das Sediment (JO<sub>2</sub>). Der Sauerstofffluss in das Sediment beinhaltet jedoch nicht nur den Abbau des

abgelagerten organischen Materials, sondern auch den O<sub>2</sub>-Verbrauch durch die sessile Nitrifikation. Letztere wird im Modell jedoch als vernachlässigbar eingeschätzt (pers. Kommentar V. Kirchesch), weswegen der Sauerstofffluss in das Sediment annähernd dem sessilen C-Abbau entspricht. Der C-Abbau kann aus dem O<sub>2</sub> Verbrauch über die jeweiligen respiratorischen Koeffizienten berechnet werden. Diese sind:

1. 1 g C = 3,2 g O<sub>2</sub> für den mikrobiellen Abbau in der Wassersäule
2. 1 g C = 2,8 g O<sub>2</sub> für den mikrobiellen Abbau im Sediment
3. 1 g C = 2,1 g O<sub>2</sub> für die Respiration der Rotatorien und *Dreissena polymorpha*

Während ein Teil des sedimentierten Materials abgebaut und als Sauerstofffluss in das Sediment berücksichtigt wird, verbleibt ein nicht abbaubarer (refraktärer) Anteil im Sediment und trägt somit ebenfalls zur C-Retention bei. Im Modell QSim werden 20 % des abgelagerten organischen Materials als refraktär angenommen (Kirchesch et al. 2016). Entsprechend wird bei der C-Retention im Sediment neben dem Sauerstofffluss in das Sediment auch das sedimentierte organische Material zu 20 % berücksichtigt.

#### 2.1.1.4 Flussspezifische Zusatzfaktoren

##### Benthische Filtrierer

Sofern benthische Filtrierer in einem Fluss von Bedeutung sind, sorgen diese ebenfalls für eine (temporäre) Verringerung der transportierten N, P und C-Frachten. In QSim kann der Effekt der benthischen Filtrierer über die Eingabe der entsprechenden Abundanzen (hier: die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*)) auf dem jeweiligen Flussabschnitt berechnet werden (Schöl et al. 1999, Schöl et al. 2002, Viergutz et al. 2013). Von der filtrierten Stofffracht wird jedoch nur ein Teil in die benthische Biomasse aufgenommen. Der andere Teil des jeweiligen Stoffes (N, P oder C) wird mit den Faeces und Pseudofaeces in die Wassersäule zurückgeführt. Dies wird in den Bilanzgleichungen des Modells entsprechend als Quelle für die Wassersäule berücksichtigt und die rückgeführten Stoffe unterliegen dort weiteren Abbauprozessen. Im Falle von C wird ein weiterer Teil über die Respiration aus dem System entfernt. Somit ergibt sich die Retentionsleistung der benthischen Filtrierer aus deren Respiration (Umwandlung von org. C in CO<sub>2</sub>), und der tatsächlichen Aufnahme in die benthische Biomasse der Organismen:

$$\text{Retention durch Zoobenthos}_{(C,N,P)} = \text{Respiration Zoobenthos}_{(C)} + \text{Biomasseaufbau}_{(C,N,P)} \quad \text{Gl. 6}$$

#### 2.1.2 Quantifizierung der Retention mit MONERIS

Für die Modellregionen Nahe (von Kirn bis Bingen) und Donau (von Ulm bis Passau) wird die N- und P-Retention mit Hilfe von MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIVER Systems) berechnet. MONERIS beschreibt als Modell die Nährstoffbilanz innerhalb des gesamten hydrologischen Einzugsgebiets eines Oberflächengewässers. Dies umfasst somit den Input in das Einzugsgebiet, die Umsetzungs- und Retentionsprozesse in Boden, Grundwasser und den Oberflächengewässern sowie innerhalb von urbanen Systemen. Das Modell unterscheidet sieben verschiedene (präferentiell-) diffuse und punktförmige Eintragspfade. Dabei unterliegen Nährstoffe teilweise bereits einer erheblichen Retention, bevor sie in die Oberflächengewässer gelangen. Innerhalb der Oberflächengewässer wird eine weitere, separat modellierte Retention und Transformation der Nährstoffe berücksichtigt. Im Oberflächenwasser ist die Retention (Summe aller Verlust- und Transformationsprozesse, auch Netto-Retention genannt) ein wichtiges Element des Nährstoffhaus-

halts. Diese kann in Abhängigkeit verschiedener Steuergrößen räumlich und zeitlich stark variieren und für Phosphor zeitweise, im Falle einer Remobilisierung bzw. von Rücklösung aus dem Sediment sogar negativ sein.

Basis für MONERIS sind zahlreiche Datengrundlagen, die einerseits über Zeitreihen als periodische Daten (z. B. atmosphärische Deposition, Stickstoff- und Phosphorbilanzen) und andererseits als statische Eingangsgrößen (z. B. Hydrogeologie, Bodeninformationen) eingehen. Mit den hydrologischen Teileinzugsgebieten (Analytical Unit (AU): ab 1-km<sup>2</sup> Gebietsgröße) wird ein Abflussbaum erstellt, in dem die Entwässerungsrichtung jedes Teileinzugsgebietes festgelegt ist. Unter Berücksichtigung der AU-spezifischen Wasserbilanzen können mit MONERIS die punktuellen und die diffusen Einträge und Herkunftsquellen in die Gewässer der Teileinzugsgebiete berechnet werden. Dazu werden die Eintragspfade wie folgt berücksichtigt:

- Erosion: Erosionsbedingte Sediment- und Nährstoffeinträge werden basierend auf der allgemeinen Bodenabtrags-Gleichung (ABAG) für geneigte und an das Gewässer angeschlossene Flächen berechnet. Es wurde an den Schwebstofffrachten der Gewässer sowie an den partikulären Phosphorfrachten der Gewässer validiert.
- Abschwemmung: Der Oberflächenabfluss für die Berechnung der Abschwemmung wird nach Carl et al. (2008) ermittelt. Die Konzentrationen der gelösten Nährstofffraktionen im Oberflächenabfluss werden als gebietsgewichtete Mittelwerte aus den Konzentrationen von Acker-, Grün- und Offenland ermittelt, wobei diese für Phosphor von der Phosphorsättigung des Oberbodens und für Stickstoff vor allem von der atmosphärischen Deposition und den Stickstoffüberschüssen bestimmt werden.
- Grundwasser/Zwischenabfluss: Die Berechnung der Einträge über den Grundwasserpfad erfolgt über eine Kopplung der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft und der übrigen Flächen mit den Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser mithilfe einer von den hydrogeologischen Gegebenheiten, der Sickerwassermenge und der Größe der Überschüsse selbst abhängigen Retentionsfunktion unter Berücksichtigung der großräumigen Verweilzeiten in den Flussgebieten. Für Phosphor werden feste Konzentrationen für die einzelnen Texturklassen angenommen.
- Dränagen: Auf Basis der über Standorteigenschaften wie Bodentyp, Bodenwasserverhältnisse, Landnutzung abgeleiteten Dränflächen, erfolgt die Modellierung der Nährstoffeinträge in Gewässer über die nach Sommer- und Winterabflüssen differenzierte Dränspende und die Nährstoffüberschüsse der landwirtschaftlichen Flächen.
- Die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen wird über die Depositionswerte und die Gewässerfläche berechnet. Die Wasserflächenberechnung erfolgt über eine Gewässerbreitenberechnung und der Ableitung der Fließlängen aus topographischen Karten (s. Kap. 2.1.2.3).
- Die Einträge von versiegelten urbanen Flächen werden unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede in den Kanalisationssystemen (Misch- und Trennsystem, keine Kanalisation), dem Versiegelungsgrad sowie dem Ausbaugrad (Speichervolumen) des Mischsystems berechnet.
- Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter: Die punktuellen Einträge werden mit einer Frachtberechnung kalkuliert und können über ein eigens erstelltes, deutschlandweites Inventar zu Kläranlagen abgefragt werden.

Weiterhin wurde eine Methode zur Berücksichtigung der Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bzw. den spezifischen Abflussspenden des Flusssystem entwickelt (Behrendt et al. 1999, Behrendt & Opitz 2000) und modifiziert (Venohr 2005, Venohr et al. 2011). Damit sind die Ermittlung der Nährstofffrachten aus den Nährstoffeinträgen in einem Flussgebiet und somit auch ein direkter Vergleich mit den aus Güte- und Abflussmessungen berechenbaren Nährstofffrachten möglich.

MONERIS wurde für die Berechnung der N- und P-Retention ausgelegt, beschreibt jedoch keine Umsätze oder Retention von Kohlenstoff. MONERIS verwendet zur Berechnung der Retention semi-empirische oder auch prozessorientierte Ansätze. Wobei die Retention als Summe aller beteiligten Transformations- und Retentionsprozesse in Abhängigkeit von den wichtigsten Steuergrößen abgeschätzt wird. Dabei wurden für TN, DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen (gelöster anorganischer Stickstoff)) und TP jeweils für eine monatliche und für eine jahresbasierte Berechnung individuelle Ansätze entwickelt und kalibriert. Da der RESI-Indikator sich nur auf TN und TP bezieht und somit Transformationsprozesse zwischen mineralischen und biologisch gebundenen Fraktionen bzw. zwischen gelösten und partikulären Formen nicht betrachtet, werden diese hier nicht weiter beschrieben. Die innerjährliche Variabilität der Steuergrößen der beteiligten Prozesse kann jedoch einen erheblichen Einfluss auf die jährliche Gesamtretention haben, so dass trotz der Bewertung der Jahresretention in RESI die Berechnung auf monatlicher Ebene durchgeführt wurde.

Die Berechnung der Retention unterliegt folgender Systematik:

- Es wird davon ausgegangen, dass die Einträge eines Teileinzugsgebietes gleichmäßig in die als Nebengewässer (TRIB) ausgewiesenen Oberflächengewässer gelangen und dort einer Retention unterliegen (Fracht der Nebengewässer).
- Falls das betrachtete Teileinzugsgebiet kein Quellgebiet ist, wird für die von vorgelagerten Teileinzugsgebieten zufließenden Frachten eine Retention im Hauptlauf berechnet. Einträge aus Punktquellen, die direkt in den Hauptlauf einleiten, und die Frachten der Nebengewässer werden hier nicht berücksichtigt.
- Liegt am Teileinzugsgebietsauslass eine größere Wasserfläche (See oder Talsperre), wird hier für die Frachten des Hauptlaufes, für die Frachten der Nebengewässer und für die direkt in den Hauptlauf einleitenden Punktquellen eine zusätzliche Retention berechnet.

Die Berechnung der Stickstoff- und Phosphorretention basiert auf zwei unterschiedlichen Berechnungsansätzen. Im Folgenden werden zunächst kurz die Eingangsdaten und Methoden sowie der allgemeine Rechenweg beschrieben.

### 2.1.2.1 Abflussbaum

Die hierarchische Gliederung des Einzugsgebiets im MONERIS-Ansatz beginnt mit dem „Teileinzugsgebiet“ als Grundlage und kleinste Modelleinheit. Für diese Teileinzugsgebiete wurde ein Abflussbaum erstellt, welcher die Fließrichtung für jedes einzelne Teileinzugsgebiet definiert. Somit wird jedes Einzugsgebiet dem unterliegenden Einzugsgebiet zugeordnet. Sollte ein Teileinzugsgebiet in zwei verschiedene unterliegende Teileinzugsgebiete entwässern, beispielsweise durch einen Kanal oder eine Verzweigung, wird ein Splitting (über eine Split\_ID) eingefügt und die anteiligen Abflüsse auf die angeschlossenen Gewässer verteilt.

### **2.1.2.2 Modellierung der Gebietsabflüsse**

Innerhalb von RESI war keine hydrologische Modellierung vorgesehen. Vereinfachend wurde daher die Verteilung der Abflussspende auf Basis der monatlichen Niederschlagssummen und Verdunstung abgeleitet. Hierzu wurden Abflüsse von 16 Abflussstationen herangezogen und jeweils denjenigen Teileinzugsgebieten zugewiesen, an deren Auslass sie liegen. Anschließend wurden die Analysegebiete ohne vorliegende Abflussmessungen der nächsten stromabwärts gelegenen Messstelle zugeordnet. Für jedes Analysegebiet wurde die Wasserbilanz aus Niederschlag und Verdunstung berechnet und durch einen additiven Term (mm/Monat) ergänzt. Dieser wurde gemeinsam für alle einer Messstelle zugeordneten Analysegebiete so kalibriert, dass der gemessene Abfluss mit minimaler Abweichung wiedergegeben wird. Durch Inkonsistenzen in den Messungen ergaben sich zwischen den Abflüssen zweier benachbarter Pegel vereinzelt negative Wasserbilanzen. Diese wurden durch einen Mindestabfluss und eine iterative Kalibrierung gelöst.

### **2.1.2.3 Berechnung der Gewässeroberfläche**

Die Gewässeroberfläche in einem Einzugsgebiet muss für die Berechnung der Nährstoffretention in Flüssen und Seen und für die Berechnung der atmosphärischen Deposition auf Gewässeroberflächen quantifiziert werden. Hierzu kam der Ansatz nach Venohr et al. (2005) zur Abschätzung der Flussbreite von Haupt- und Nebenflüssen zum Einsatz. Dieser Ansatz schätzt die Gewässeroberfläche als Produkt der Fließlänge und der Gewässerbreite ab, wobei zwischen Haupt- und Nebenläufen unterschieden wird. Für die Kalibrierung und Validierung wurden rund 500 Flusssysteme mit verschiedenen hydromorphologischen Charakteristika in Europa verwandt. Die Kalibrierung basiert sowohl auf Messungen der Flussbreite als auch auf detaillierten hydrologischen Karten, in denen Informationen zur Flussbreite vorliegen. Die berechnete Gewässeroberfläche wurde verifiziert durch statistische Daten der deutschen Bundesländer.

Die Flussbreite wird als abhängige Variable der gesamten Einzugsgebietsgröße, des spezifischen Abflusses und der mittleren Hangneigung des jeweiligen Teileinzugsgebietes berechnet. Die Wasserfläche der Flüsse wird – differenziert nach Haupt- und Nebenlauf – zur Fläche der Seen addiert. Die Fließlänge der Nebenläufe wird für jedes Teileinzugsgebiet aus den ATKIS-Karten entnommen.

### **2.1.2.4 Wassertemperatur**

Der methodische Ansatz zur Berechnung der Wassertemperatur für Gebiete ohne verfügbare Messwerte wurde im EU-Projekt MARS (Managing Aquatic ecosystems and water Resources under multiple Stress) entwickelt. Da Wassertemperaturdaten nicht flächendeckend für jedes Teileinzugsgebiet vorlagen, wurden Korrelationen aus Luft- und Wassertemperatur auf monatlicher Ebene abgeleitet (Abb. 1). Konnte auf Grund von fehlerhaften oder zu lückenhaften Daten keine Korrelation abgeleitet werden, wurde diese von Stationen gleicher Höhe und Hydroregion übertragen. Werte unter 0 °C wurden auf 0 °C und Werte über 35 °C auf 35 °C gesetzt.

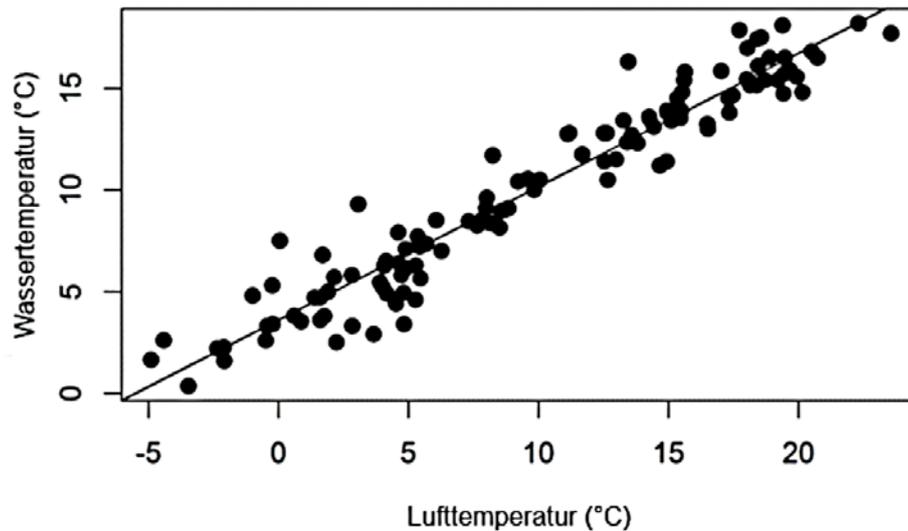


Abb. 1: Korrelation von Wassertemperatur und Lufttemperatur (für 2001 – 2010) eines deutschen Teilinzugsgebietes.

#### 2.1.2.5 Berechnung der Stickstoffretention

Die Ermittlung der Stickstoffretention basiert auf der Annahme, dass der wesentliche Anteil der N-Retention durch eine gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation stattfindet, wohingegen ein dauerhafter Rückhalt von Stickstoff durch Sedimentation ebenso wie ein Abbau von gelöstem organischen Stickstoff (dissolved organic carbon (DON)) vernachlässigbar klein angenommen wird. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass die zentralen Voraussetzungen für eine Denitrifikation bei einer räumlichen Auflösung von mehreren Kilometern Fließstrecke und einer zeitlichen Auflösung von Monaten nicht grundsätzlich limitierend wirken. Dies gilt insbesondere für Bedingungen, die als Voraussetzung für den Ablauf eines Denitrifikationsprozesses gelten, wie das Vorhandensein von Nitrat und Kohlenstoff sowie von sauerstoffarmen Bereichen im Sediment. Somit steuern physikalische Parameter wie Abfluss, Sedimentoberfläche, Aufenthaltszeit sowie die Wassertemperatur als Indikator der bakteriellen Aktivität die Denitrifikationsraten. Eine räumliche Verortung der Denitrifikation in den Oberflächengewässern eines Analysegebietes ist auf Basis dieser Ansätze nicht möglich.

Die Berechnung der Stickstoffretention basiert auf einem Massenbilanzansatz (Fracht = Eintrag – Retention). Durch Umformung lässt sich hieraus ein frachtgewichteter Retentionsfaktor ableiten, der die Retention in Form einer sigmoidalen Kurve, in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung (hydraulic load = HL) und der Wassertemperatur beschreibt:

$$R_{THL-TN} = \frac{1}{1 + 5,7 \cdot e^{(0,067 \cdot WT) HL^{-1}}} \cdot 100 \quad \text{Gl. 7}$$

wobei:

- $R_{THL-TN}$  = mittlere monatliche TN Retention [%]
- HL = Hydraulische Belastung [ $\text{m yr}^{-1}$ ]
- WT = mittlere monatliche Wassertemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]

## Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

Die hydraulische Belastung lässt sich unmittelbar in weitverbreitete Parameter der Retentionsmodellierung überführen:

$$HL = \frac{z}{\tau} = \frac{z}{\frac{V}{Q}} = \frac{z}{\frac{WSA \cdot z}{Q_a}} = \frac{Q}{WSA}$$

Gl. 8

wobei:

- z = mittlere Wassertemperatur des Gewässer [m]
- $\tau$  = mittlere Aufenthaltszeit im Gewässer [yr]
- V = mittleres Volumen des Gewässers [m<sup>3</sup>]
- Q = Abfluss [m<sup>3</sup> yr<sup>-1</sup>]
- WSA = Wasseroberfläche [m<sup>2</sup>]
- HL = Hydraulische Belastung [m yr<sup>-1</sup>]

Eine Temperaturabhängigkeit moduliert die Sigmoidalkurve und beschreibt zunehmende Retentionsraten mit abnehmender hydraulischer Belastung und zunehmender Temperatur (Abb. 2).

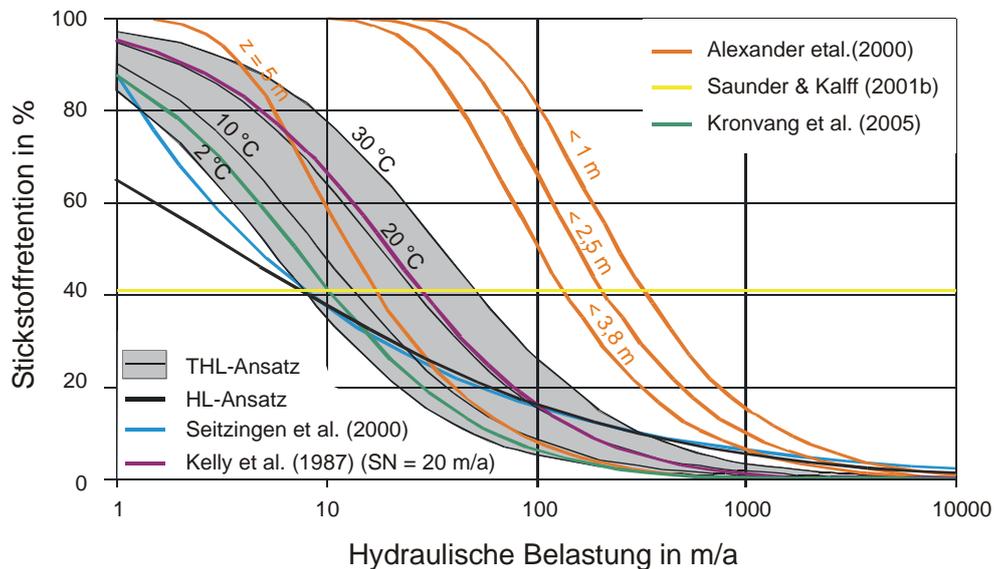


Abb. 2: Vergleich der berechneten prozentualen Retention nach verschiedenen Retentionsansätzen in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung (Venohr 2006).

### 2.1.2.7 Berechnung der Phosphorretention

Die Berechnung der Phosphorretention basiert auf dem Ansatz von Behrendt & Opitz (2000). Dieser beschreibt die Retention auf jährlicher Basis und unter alleiniger Berücksichtigung der hydraulischen Belastung bzw. Abflusspende. Für die Retentionsmodellierung auf monatlicher Ebene wurde zusätzlich die Abbildung einer (temporären) Sedimentation und der später möglichen Remobilisierung implementiert. Der Ansatz zur Berechnung der Sedimentation und Remobilisierung leitet sich grundsätzlich von dem Zusammenhang zwischen Partikelgröße und Fließgeschwindigkeit ab, der durch die Navier-Stokes Gleichung beschrieben wird. Dieser besagt, dass Sedimentation oder Remobilisierung von Partikeln einer bestimmten Größe maßgeblich durch die Fließgeschwindigkeit gesteuert werden. Demnach können gleichzeitig größere Partikel sedimentieren und feineres Material remobilisiert werden. Daraus ergibt sich weiterhin, dass nicht die absolute Geschwindigkeit, sondern die Geschwindigkeitsänderung zwischen zwei Berechnungsschritten darüber entscheidet, ob Sedimentation oder Remobilisierung als Prozess dominieren. Bei der hier angesetzten räumlichen und zeitlichen Auflösung von Flussabschnitten und Monaten ist eine dynamische Modellierung oder z. B. eine Unterscheidung zwischen Gleithang und Prallhang zur Beschreibung von kleinräumigen Gegebenheiten nicht sinnvoll. Stattdessen wird grundlegend davon ausgegangen, dass in einem Gewässerabschnitt unter den hydromorphologischen Gegebenheiten Sedimentation und Remobilisierung mittelfristig in einem relativ konstanten Verhältnis zu einander stehen, aus dem sich in den meisten Flüssen nur eine geringe, teilweise auch leicht negative (Remobilisierung > Sedimentation), mittlere jährliche Netto-Retention ergibt (Abb. 3).

Für die Phosphorretention ist zusätzlich wichtig, dass feine Sedimente eine größere Oberfläche bieten und in der Regel ein effektiverer Adsorptions- oder Assoziationspartner sind als große Partikel gleicher Gesamtmasse. Damit wird über die Sedimentation und Remobilisierung feiner Partikel mehr Phosphor festgelegt bzw. wieder remobilisiert als dies bei der gleichen Masse an größeren Partikeln der Fall wäre. Eine nennenswerte Sedimentation feiner Partikel erfolgt nur bei entsprechend kleinen Fließgeschwindigkeiten und geringer Turbulenz. Wie z. B. Feng (2016) zeigen konnte, nimmt die Fließgeschwindigkeit maßgeblich mit dem Abfluss, und damit in der Regel mit der Einzugsgebietsgröße, zu. In gefällereichen Gewässerabschnitten hingegen, verhindert die Turbulenz auf Grund der hohen Rauigkeit bei relativ geringen Fließgeschwindigkeiten eine nennenswerte Sedimentation. Umgekehrt ist für diese Gewässer auch von einer geringen Remobilisierung auszugehen, da die entsprechenden Sedimente nicht zur Verfügung stehen (Abb. 4). Auf Basis dieser Zusammenhänge setzt der neue Retentionsansatz folgende prinzipiellen Annahmen voraus:

4. Die Netto-Gesamtretention nimmt mit Gefälle und hydraulischer Belastung ab.
5. Bei abnehmender Sedimentation verringert sich auch das remobilisierbare Sediment.
6. Mit abnehmender, mittlerer jährlicher hydraulischer Belastung nimmt die Netto-Gesamtretention zu.
7. Die jährliche Netto-Gesamtretention kann, in Abhängigkeit von dem Verhältnis von monatlichen zu den mittleren langjährigen Abflussbedingungen, im gleichen Flussgebiet negativ oder positiv ausfallen.

# Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

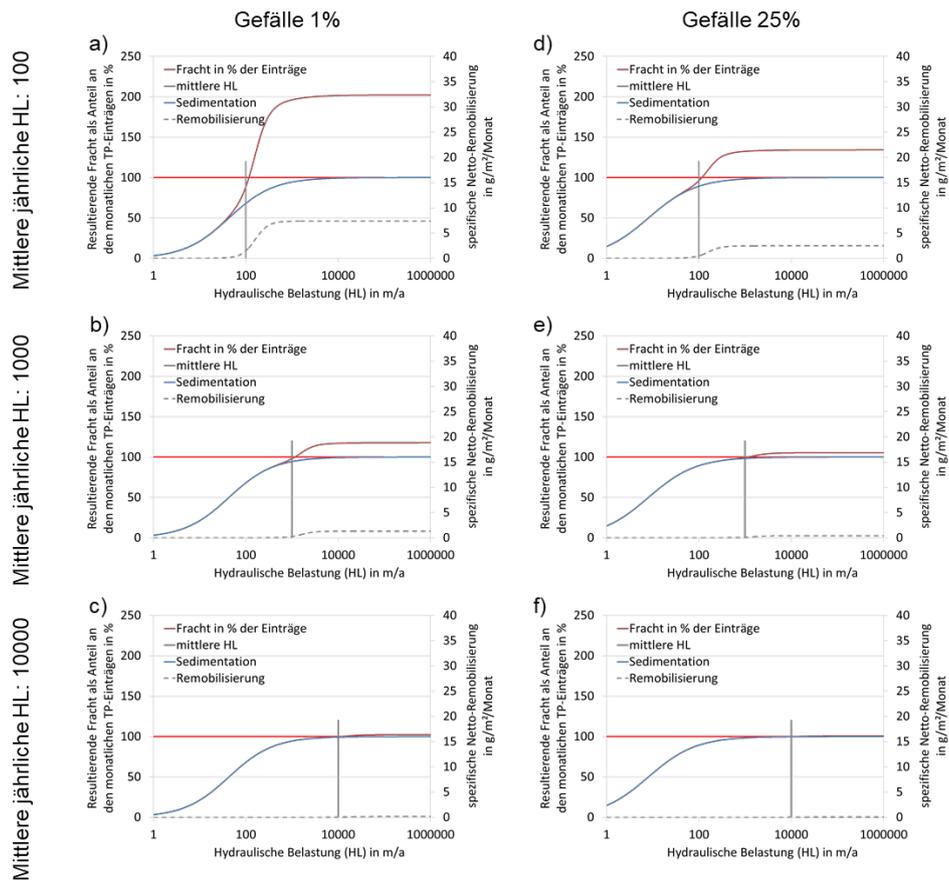


Abb. 3: Monatliche Netto-P-Retention bei unterschiedlichen hydromorphologischen Gegebenheiten (Gefälle und hydraulische Belastung HL), inklusive der Teilkomponenten Sedimentation und Remobilisierung. Gefälle 1 % und a) HL=100, b) HL=1000 und c) HL=10000. Gefälle 25 % und d) HL100, e) 1000 und f) 10000.

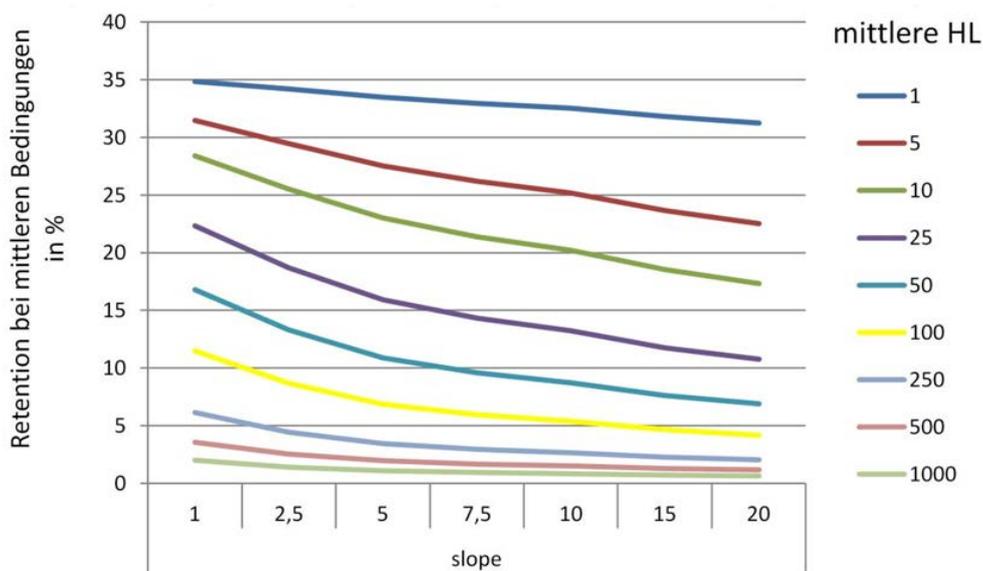


Abb. 4: Resultierende, mittlere Netto-Retention bei verschiedenen Kombinationen von Gefälle (slope) und mittlere hydraulischer Belastung (HL).

Die zuvor festgelegten Annahmen werden durch Gleichungen 9, 10, und 11 wiedergegeben. Diese wurden auf Basis von verschiedenen, EU-weiten Flusssystemen kalibriert.

$$Sedi_{P\_Monat} = 1 - \frac{1}{1 + \frac{a \cdot sl^b}{HL} \cdot Q^{c \cdot sl^d}} \quad \text{Gl. 9}$$

wobei:

$Sedi_{P\_Monat}$	= mittlere Sedimentation im Berechnungsmonat [-]
a	= Kalibrierungsparameter (Wert = 40,5)
b	= Kalibrierungsparameter (Wert = -0,45)
c	= Kalibrierungsparameter (Wert = 0,1)
d	= Kalibrierungsparameter (Wert = 0,1382)
HL	= Hydraulische Belastung [ $m \text{ yr}^{-1}$ ]
sl	= Gefälle [%]
Q	= Abfluss [ $m^3 \text{ yr}^{-1}$ ]

$$Remobi_{P\_Monat} = \frac{(Sedi_{P\_Mittel}) \cdot e \cdot \frac{Emi_{P\_Monat}}{WSA}}{1 + f \cdot \left(\frac{Q_{Mittel}}{Q_{Monat}}\right)^g} \quad \text{Gl. 10}$$

wobei:

$Remobi_{P\_Monat}$	= mittlere Remobilisierung von P aus dem Sediment im Berechnungsmonat, in $g/m^2/\text{Monat}$
$Sedi_{P\_Mittel}$	= mittlere langjährige Sedimentation [-]
$Emi_{P\_Monat}$	= mittlere monatliche Einträge abgeleitet aus Jahressumme [t/Monat]
WSA	= Wasserfläche (water surface area) [ $km^2$ ]
$Q_{Mittel}$	= Mittlerer langjähriger Abfluss [ $m^3 \text{ s}^{-1}$ ]
$Q_{Monat}$	= Mittlerer Abfluss im Berechnungsmonat [ $m^3 \text{ s}^{-1}$ ]
e	= Kalibrierungsparameter (Wert = 3,2) [-]
f	= Kalibrierungsparameter (Wert = 4) [-]
g	= Kalibrierungsparameter (Wert = 2) [-]

$$Ret_{P\_Monat} = \frac{(1 - Sedi_{P\_Monat}) \cdot Emi_{P\_Monat} + Remobi_{P\_Monat} \cdot WSA}{Emi_{P\_Monat}} \cdot 100 \quad \text{Gl. 11}$$

wobei:

$Ret_{P\_Monat}$	= mittlere Netto-Retention im Berechnungsmonat [%]
------------------	--

## 2.2 Quantifizierung der Retention in der Aue

Der Nährstoffrückhalt in Auen ( $Ret_{x,A}$ ) wird hier über den Stickstoff- und Phosphorrückhalt in rezenten Flussauen abgeschätzt und bewertet. Die angewandte Methodik nach Schulz-Zunkel et al. (2012) basiert maßgeblich auf bekannten landschaftsökologischen Ansätzen und stützt sich zusätzlich auf vorhandene Fallstudien.

### 2.2.1 N-Retention in der Aue

Inwieweit Auen zur N-Retention und somit zur Verbesserung der Wasserqualität der Flüsse beitragen, hängt von den hydrologischen Gegebenheiten, der Beschaffenheit der vorzufindenden Sedimente (Burt et al. 1999) sowie vom Anteil des Nitrats, das durch Überflutungsereignisse bzw. seitlich einströmendes Grundwasser in Hochwassersituationen vom Fluss in die Auen gelangt, ab. Günstige Bedingungen für eine vollständige Denitrifikation sind ein hoher Wassergehalt des Bodens und somit dort vorherrschende anaerobe Verhältnisse, eine neutrale Bodenreaktion, Temperaturen zwischen 10 °C und 35 °C sowie ein hoher Gehalt an leicht verfügbarem organischem Material (vgl. Gisi 1990). Des Weiteren beeinflussen Überflutungsdauer und -fläche (van der Lee et al. 2004) sowie die Nitratkonzentration des Flusswassers selbst (Vinten & Smith 1993) die Retentionsleistung von Auen.

Für die Erfassung der Stickstoffretentionsleistung wurde ein Schätzverfahren nach Schulz-Zunkel et al. (2012), basierend auf Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005) verwendet und leicht modifiziert. Es erlaubt eine Zuordnung von Denitrifikationsstufen für die Bodentypen nach der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000). Das Verfahren geht davon aus, dass die Bodentypen auf Grund ihrer Redox-Eigenschaften, die insbesondere abhängig vom Wassergehalt sind, unterschiedliche Kapazitäten für die Umwandlung von Nitrat zu elementarem Stickstoff ( $N_2$ ) besitzen (Denitrifikation).  $N_2$  wird an die Atmosphäre abgegeben und somit aus dem Fluss-Auen-System entfernt.

Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005) definieren fünf Denitrifikationsklassen (1 = sehr gering bis 5 = sehr hoch) unter Verwendung der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000 (BÜK50). Aufgrund der Verwendung der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK1000) anstatt der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000 (BÜK50), waren einzelne methodische Anpassungen der Methodik von Schulz-Zunkel et al. (2012) nötig. So sind in der BÜK1000 die Bodentypen: „Auenboden“ und „Gley“ zum Typ „Auenboden/Gley“ zusammengefasst. Beide Bodentypen weisen aber nach der verwendeten Methode stark unterschiedliche Denitrifikationsstufen (2 für Auenboden, 4 für Gley) auf. Da laut Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005) in Abhängigkeit von der Kenntnis des Vernässungsgrades der jeweiligen Standorte die Möglichkeit besteht, die Denitrifikationsstufen anzuheben, wurde in RESI für den Bodentyp „Auenboden/Gley“ die Denitrifikationsstufe 3 vergeben (Schulz-Zunkel et al. 2012).

Die entwickelte Herangehensweise (Abb. 5) nutzt weiterhin die aus dem Digitalen Landschaftsmodell (DLM25) abgeleiteten sieben Landnutzungsklassen. Für die Landnutzungstypen „Grünland“ und „Wald“, die zusammen rund 60 % der rezenten Auenfläche für 79 Flüsse in Deutschland einnehmen (Brunotte et al. 2009), ergeben sich demnach folgende fünf Denitrifikationsstufen, die abhängig vom jeweiligen Bodentyp vergeben werden: 1=sehr gering (Regosol, Braunerde), 2=gering (Parabraunerde), 3=mittel (Auenboden/Gley), 4=hoch (Gley) und 5=sehr hoch (Gley-Tschernosem, Moore). Zusätzlich geht in die Zuordnung die Auen-Zustandsbewertung der rezenten Aue nach Brunotte et al. (2009) ein. Auensegmente, die mit den Auenzustandsklassen 1: „sehr gering verändert“, 2 „gering verändert“ und 3: „deutlich verändert“ bewertet worden sind und

gleichzeitig der Denitrifikationsstufe 3 zugeordnet sind, wurden um eine Denitrifikationsstufe angehoben, (von Stufe 3 auf Stufe 4). Das damit einhergehende höhere Denitrifikationspotenzial ist in dem angenommenen höheren Überflutungspotenzial dieser Auenabschnitte begründet.

Den jeweiligen Denitrifikationsstufen werden dann, analog zu Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005), Spannbreiten der potenziellen Stickstoffretention in  $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  zugeordnet, die ebenfalls zu einer Spanne bei den berechneten Ergebnissen führt und deshalb mit einem Minimal- bzw. Maximalwert dargestellt werden (Denitrifikationsstufen in Abb. 5). Für den RESI-Ansatz wurden nur die Maximalwerte genutzt.

Die Zuordnung der Denitrifikationsstufen für die Landnutzungsklassen „Gewässer“, und „Feuchtgebiete“ erfolgte unabhängig vom Bodentyp. Dem Landnutzungstyp „Feuchtgebiet“ wird die höchste Denitrifikationsstufe (Stufe 5: sehr hoch =  $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) zugeordnet, weil davon ausgegangen wird, dass in Feuchtgebieten der Boden lange Zeit Wasser führend bzw. Wasser gesättigt ist und höhere Gehalte an organischem Material zu erwarten sind und somit von hohen Denitrifikationspotenzialen ausgegangen werden kann. Dem Landnutzungstyp „Gewässer“ in der Aue wird ebenfalls unabhängig vom Bodentyp die aus der Literatur abgeleitete und auf Expertenwissen basierende mittlere Faustzahl von  $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  zugeordnet (Schulz-Zunkel et al. 2012).

Die Landnutzungstypen „Acker“, „Siedlung“ sowie „vegetationslos“ gehen nicht in die Berechnung ein. Diese Bereiche sind in Bezug auf ihr Stickstoffretentionspotenzial schwer zu bewerten. Beim Landnutzungstyp „Siedlung“ fehlen Informationen zum Grad der Versiegelung, womit unklar ist, ob zumindest Teilbereiche dieser Gebiete ein Denitrifikationspotenzial besitzen. Beim Landnutzungstyp „Acker“ ist von entscheidender Bedeutung, wie viel Dünger ausgebracht wird. Bereiche mit Ackernutzung können unter Umständen sehr hohe Denitrifikationsraten aufweisen (Olde Venterink et al. 2006), besitzen aber gleichzeitig in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungseinflüssen ein hohes Potenzial für eine Nitratauswaschung, so dass die Ergebnisse schwer im Gesamtkontext einzuordnen sind.

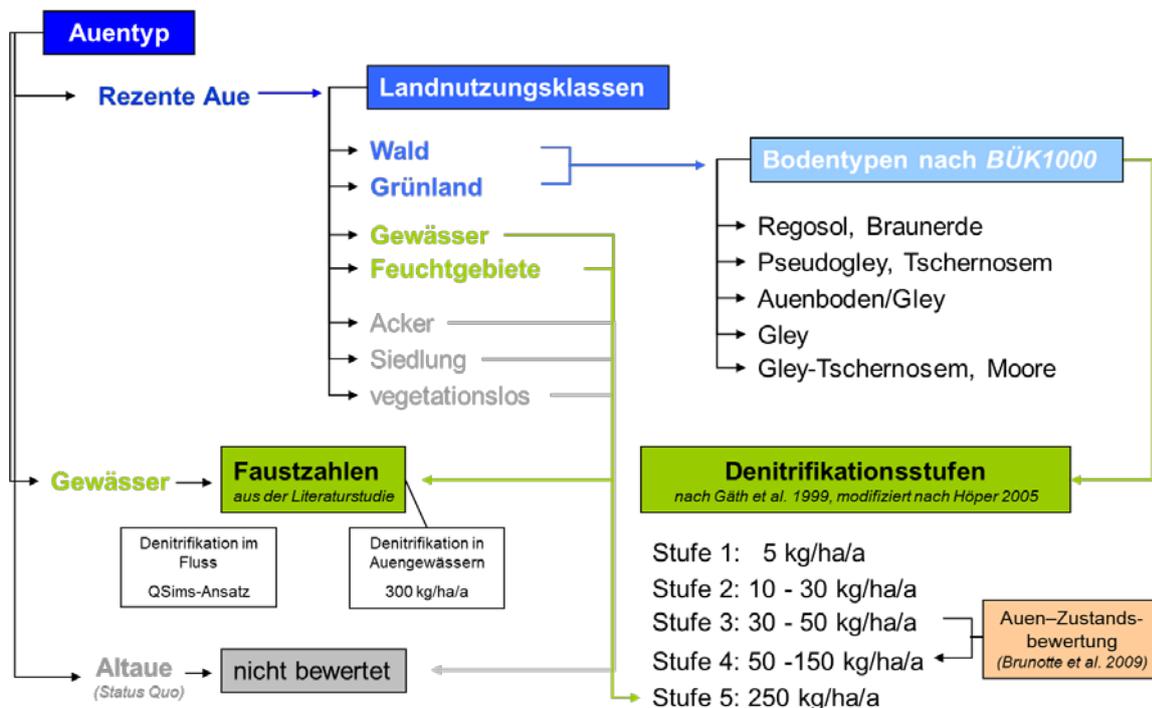


Abb. 5: Methodische Herangehensweise für die Erfassung der Stickstoffretention in großen Fluss-Auen-Ökosystemen (aus Schulz-Zunkel et al. 2012, verändert).

Die Verschneidung der Eingangsparameter mit der Fläche der rezenten Aue erlaubt eine flächengewichtete Zuordnung von Denitrifikationsstufen und somit eine Berechnung der Stickstoffretentionsleistung für einzelne Auensegmente. Somit kann jeder Fläche in Abhängigkeit vom Bodentyp bzw. Landnutzungstyp und den daran geknüpften Informationen zu Grund- und Stauwassereinfluss und Humusgehalt eine Denitrifikationsstufe zugeordnet werden, so dass hydrologische Merkmale zumindest indirekt in das Schätzverfahren eingehen.

Für vergleichende und kartografische Darstellungen wurden die N-Retentionsergebnisse in Klassen überführt, die sich aus den Retentionsraten der einzelnen km-Segmente ergeben und so eingeteilt sind, dass jede Klasse etwa 20 % aller vorkommenden Segmente enthält (Tab. 2).

Tab. 2: Klassenbildung für das Stickstoffretentionspotenzial für die Berechnungsvariante mit Maximalwerten (Klassenbildung nach Quintilen) (aus Schulz-Zunkel et al. 2012, Reihung der Klassen angepasst an das Bewertungssystem in RESI).

N-Retentionspotenzial in kg a <sup>-1</sup> pro Auensegment	Klasse	Bedeutung: N-Retentionspotenzial
> 3.455	5	sehr hoch
> 980 - ≤ 3.455	4	hoch
> 283 - ≤ 980	3	mittel
> 52 - ≤ 283	2	gering
0 - ≤ 52	1	sehr gering

### 2.2.2 P-Retention in der Aue

Für die Quantifizierung der P-Retention in der Aue ist die Sedimentation von entscheidender Bedeutung. Die Sedimentation ist maßgeblich bestimmt durch die Fracht an suspendiertem Sediment, die Dauer und die Frequenz der Hochwasserereignisse, die Topografie und die Vegetationsbedeckung (van der Lee et al. 2004, Gautier et al. 2009). Der Abfluss im Fluss bestimmt das Überflutungsgeschehen in der Aue und dadurch die transportierte Sedimentfracht sowie die Höhe der Nährstofffracht in die Aue (van der Lee et al. 2004). Inwieweit die Aue Sediment und Nährstoffe zurückhalten kann, hängt wiederum von der Fließ- und Sinkgeschwindigkeit der feinen Partikel ab (vgl. van der Lee et al. 2004). Dabei spielt die Größe der vorhandenen überflutbaren Aue eine wesentliche Rolle (Hoffmann et al. 2009). Die Fließgeschwindigkeit wie auch der Abfluss in Auen werden durch die hydraulische Rauigkeit beeinflusst, die von der Rauigkeit der Auenvegetation abhängt (z. B. Kronvang et al. 1999). Die Rauigkeit der Vegetation unterscheidet sich stark zwischen verschiedenen Biotoptypen und beeinflusst entsprechend das Sedimentationsverhalten (van der Lee et al. 2004). So weisen Röhrichte und kleine Gewässer bzw. seichte Gewässer in Auen die größten Sedimentationsraten auf (Olde Venterink et al. 2003b).

Die Abschätzung der Phosphorretention erfolgte auf Grundlage der aktuellen Landnutzungsdaten in der rezenten Aue. Für jedes Auensegment wurden, basierend auf den sieben Landnutzungsklassen des Digitalen Landschaftsmodells (DLM25), Rauigkeitswerte berechnet (Mehl et al. 2012). Die Ergebnisse der einzelnen Auensegmente wurden in Rauigkeitsklassen überführt und Phosphorretentionsraten zugeordnet (Abb. 6). Der Rauigkeitsbeiwert drückt den Effekt der Bodenbedeckenden Vegetation auf das Retentionsverhalten aus. Durch den Anstieg der Oberflächenrauigkeit und der sich daraus ableitenden Abnahme der Fließgeschwindigkeit und des Wasservolumens wirkt die Vegetation als Filter für transportiertes Material (Borin et al. 2005). Die Sedimentationsraten steigen.

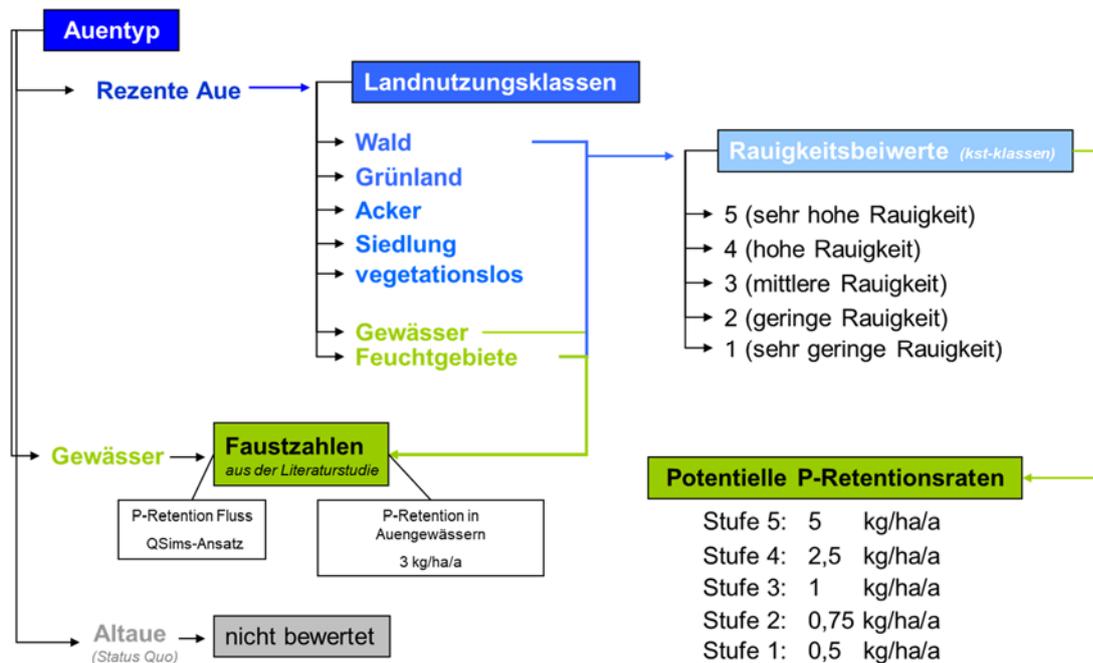


Abb. 6: Methodische Herangehensweise für die Erfassung der Phosphorretention in großen Fluss-Auen-Ökosystemen (aus Schulz-Zunkel et al. 2012, verändert).

Die potenziellen Phosphorretentionsraten für die verschiedenen Rauigkeitswerte wurden aus veröffentlichten Fallbeispielen ermittelt. Bei der Festlegung der Faustzahlen für die P-Retention wird der Empfehlung von Trepel (2007, 2009) gefolgt, der für die Neuschaffung von Überflutungsflächen einen P-Rückhalt durch Sedimentation von  $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  angibt. Die Studien von Craft & Casey (2000) und Hoffmann et al. (2009) liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Der als konservativ einzuschätzende Wert von  $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  wird in der hier verwendeten Methodik nach Schulz-Zunkel et al. (2012) als „Ankerpunkt“ für eine mittlere Rauigkeit angenommen und berücksichtigt bereits die Unsicherheit, dass die Häufigkeit der Überflutungen und der Anteil der dabei überschwemmten rezenten Aue im Einzelnen nicht bekannt sind. Die Messwerte für Einzeleignisse liegen zum Teil deutlich über diesem Wert. So wurde in der Studie von Noe & Hupp (2009) eine P-Retention zwischen  $4,4$  und  $41,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gemessen. Auch Hoffmann et al. (2009) verweisen auf Studien mit einem Maximalwert für die P-Retention von  $116 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Ausgehend vom Ankerwert  $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Stufe 3 der potenziellen Phosphorretention in Abb. 6) erfolgt die weitere Zuordnung der Stufen 1 und 2 in Schritten von  $+1,5$  bzw.  $+2,5$  ( $\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Die Zuordnung der Stufen 4 und 5 in jeweils  $0,25$ -kg-Schritten. Analog zum Vorgehen bei Trepel (2007) werden für die Festlegung der P-Retention für die Stufen 1 und 2 eher konservative Annahmen getroffen, um den Effekt des Rückhaltes in Auen nicht zu überschätzen. In diese Methodik gehen die tatsächlichen ereignisbezogenen Überflutungsflächen und das Sedimentationsverhalten nicht ein.

Aufgrund ihrer besonderen Bedeutung erhalten die Gewässer in der Aue auch für die Phosphorretention einen separaten Wert. Dieser wurde auf  $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  festgelegt (Kronvang et al. 1999). Diese relativ geringe Phosphorretentionsrate in Auengewässern, im Vergleich zu den anderen vergebenen Faustzahlen, soll widerspiegeln, dass davon auszugehen ist, dass in Auengewässern eine Rücklösung von Phosphor stattfinden kann (Wagenschein 2006).

Die Berechnung der Gesamt-Phosphorretentionsleistung erfolgt über die flächengewichtete Zuordnung der Phosphorretentionsraten für die einzelnen Auenabschnitte der rezenten Aue (Mehl

et al. 2012). Während Wälder und Röhrichte das höchste Phosphorretentionspotenzial aufweisen, gehen die Landnutzungstypen „Grünland“, „Siedlung“ oder „vegetationslos“ mit geringen Rauigkeiten in die Auswertung ein (Mehl et al. 2012). Somit weisen Auenabschnitte mit hohen Anteilen an diesen Landnutzungstypen nur eine geringe Phosphorretentionsleistung auf.

Auch für die P-Retention werden für die vergleichenden Darstellungen die berechneten Ergebnisse der Auensegmente in fünf Klassen überführt und so eingeteilt, dass jede Klasse etwa 20 % aller vorkommenden Auensegmente enthält (Tab. 3, nach Schulz-Zunkel et al. 2012).

Tab. 3: Klassenbildung für das Phosphorretentionspotenzial (Klassenbildung nach Quintilen) (nach Schulz-Zunkel et al. 2012, Reihung der Klassen angepasst an das Bewertungssystem in RESI).

<b>P-Retentionspotenzial in kg P a<sup>-1</sup> pro Auensegment</b>	<b>Klassen</b>	<b>Bedeutung: P-Retentionspotenzial</b>
> 102	5	sehr hoch
> 34 - ≤ 102	4	Hoch
> 12 - ≤ 34	3	mittel
> 4 - ≤ 12	2	gering
0 - ≤ 4	1	sehr gering

### 2.3 Bewertung des Retentionsindikators

In RESI wird eine fünf-stufige Skala zur Bewertung angewendet, wobei ein Wert von 5 einer sehr hohen Retention entspricht und ein Wert von 1 keine bzw. sehr geringe Retention bzw. Freisetzen anzeigt. Die Skala berücksichtigt sowohl die flussinterne Retention als auch die Retention in den angrenzenden Auen.

In den meisten zentraleuropäischen Flusssystemen steigen die Abflüsse und Frachten mit zunehmender Einzugsgebietsgröße entlang eines Flusslaufs stetig an. Diffuse und punktförmige Einträge haben in der Regel zur Folge, dass stromab gelegene Abschnitte bzw. größere Flüsse mit höheren stofflichen Belastungen konfrontiert sind, was die %<sub>00</sub>-Retention pro km in großen Flüssen prinzipiell verringert (Seitzinger et al. 2002). Des Weiteren beruht ein Großteil der Retentionsprozesse auf einer Interaktion zwischen Wassersäule und Sediment. Diese Interaktionsmöglichkeiten nehmen in der Regel durch ein ungünstigeres Sediment/Wassersäule Verhältnis mit der Größe der Flüsse ab, was ebenfalls zu geringeren %<sub>00</sub>-Retentionen an großen Flüssen führt (Alexander et al. 2000). Um diese Skaleneffekte zu berücksichtigen und Fehlbewertungen großer Flüsse zu verringern, wurde ein flussgrößen-spezifischer Bewertungsmaßstab eingeführt und die Retention im Hauptlauf für fünf verschiedene Abflussklassen hergeleitet: 0,1-1 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, 1-10 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, 10-100 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, 100-1.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, 1.000-10.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Des Weiteren bestehen in Abhängigkeit von den vorherrschenden Umweltbedingungen im jeweiligen Untersuchungsraum und der von verwendeten Methodik zur Quantifizierung der Retention (Kap. 1.2) große Unterschiede in den gemessenen Retentionsleistungen. Diese Unterschiede können durch die alleinige Betrachtung des Fallbeispiels Donau sowie die Beschränkung auf die mit QSim und/oder MONERIS ermittelten Retentionsraten nicht abgebildet werden. Um eine möglichst allgemeingültige Bewertungsskala zu entwickeln, werden die Skalengrenzen für den flussinternen Umsatz aus publizierten Literaturwerten abgeleitet, die verschiedene Flüsse und methodische Ansätze abdecken. Die Einstufung der Retention in den Auen wurde gemäß der Klassengrenzen aus Schulz-Zunkel et al. (2012) abgeleitet.

### 2.3.1 Festlegung der Skalengrenzen für den Hauptlauf

#### 2.3.1.1 Ableitung der Skalierung für die flächenbezogene Retention mit N- und C-Umsatzraten aus der Literatur

Die Herleitung der Skalengrenzen basiert für den flussinternen Umsatz auf der Verteilung von flächenbezogenen Umsatzraten aus der Literatur. Hierfür wurde eine Literaturlauswertung zur flussinternen N- und C-Retention in Flüssen durchgeführt. Die Literaturlauswertung beinhaltet N-Retentionsraten aus 21 verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen und für die C-Retention Daten zur heterotrophen Respiration aus zwölf verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen. Der Netto-Abbau von organischem C entspricht der heterotrophen Respiration. Diese wurde, sofern nur die Gesamtrespiration (ecosystem respiration) angegeben war, über die Annahme, dass ca. 40 % der Gesamtrespiration der heterotrophen Respiration entspricht (Hall et al. 2016). Diese Literaturgrundlage kann in zukünftigen Anwendungen erweitert und die Skalierung entsprechend angepasst werden, falls sich grundsätzliche neue Erkenntnisse ergeben.

Die Verteilung der publizierten flächenbezogenen Umsatzraten wurde genutzt um die Maxima der RESI Stufen 2, 3 und 4 für die flussinterne Retention anhand des 25-Perzentils, des Median und des 75-Perzentils abzuleiten (Abb. 7). Nach den flächenbezogenen Literaturwerten der N-Retention liegt das 25-Perzentil bei  $2,8 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , der Median bei  $7,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  und das 75-Perzentil bei  $17,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $n = 87$ ). Bei der C-Retention liegt das 25-Perzentil bei  $22,5$ , der Median bei  $70,3$  und das 75-Perzentil bei  $135,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $n = 230$ ).

Für die flussinterne P-Retention existieren allerdings kaum Literaturwerte, da die Sedimentation- bzw. Sorptionsprozesse im Fluss eher gering sind und in der Regel im Jahresverlauf wieder rückgängig gemacht werden (Kronvang et al. 2004). Aus diesem Grund basiert die Skalierung der P-Retention ausschließlich auf der Retentionsbewertung für die angrenzenden Auen.

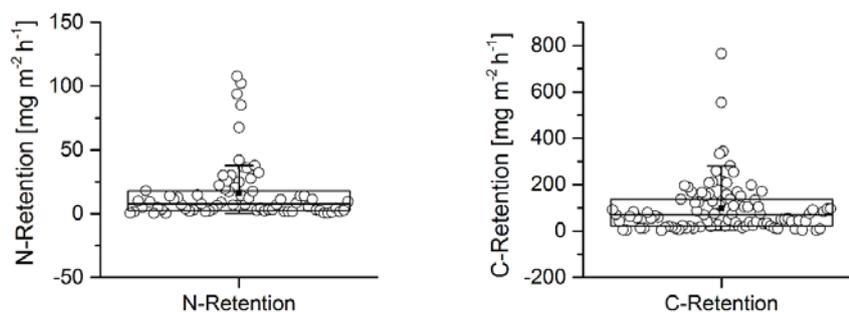


Abb. 7: 25-, 50- und 75-Perzentile der Umsatzraten aus der Literatur als Basis für die Ableitung der RESI Klassengrenzen für die N- und C-Retention. Das schwarze Quadrat gibt den arithmetischen Mittelwert an. Die Daten zur N-Retention stammen aus 21 verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen mit Flüssen zwischen  $<1$  bis  $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $n = 87$ ). Die Daten zur C-Retention stammen aus zwölf verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen mit Flüssen von  $10$  bis  $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $n=230$ ). Verwendete Literatur ist im Anhang 6 aufgelistet.

#### 2.3.1.2 Berechnung der abschnittsbezogenen flussinternen Umsatzraten

Für die flussinterne Retention ist eine Umrechnung der flächenbezogenen Literaturwerte von N und C (hier:  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) in abschnittsbezogene Umsatzraten (hier:  $\text{t km}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) notwendig.

Da hierbei die Flussbreite eingeht, muss zunächst für die jeweilige Abflussklasse eine Flussbreite bestimmt werden. Die hierfür notwendige Flussmorphologie wurde anhand empirischer Gleichungen (aus Alexander et al. 2000 und Seitzinger et al. 2002) für die jeweilige Abflussklasse berechnet (Tab. 4).

## Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

Für die Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten wurden die zuvor gebildeten Maxima der RESI Stufen 2, 3 und 4 der flächenbezogenen N- und C-Retention mit der entsprechenden mittleren Flussbreite der 5 Abflussklassen multipliziert. Das Ergebnis stellt wiederum die Obergrenze der RESI Stufen 2, 3 und 4 für die jeweilige Abflussklasse dar (Tab. 5 und 6).

Tab. 4: Für die verschiedenen Abflussklassen abgeleitete Flussmorphologie nach Seitzinger et al. (2002): Fließgeschwindigkeit [ $\text{m s}^{-1}$ ] =  $0,1836 \times \text{Abfluss} [\text{m}^3 \text{s}^{-1}]^{0,3468}$  und Alexander et al. (2000): Tiefe [m] =  $0,2612 \times \text{Fließgeschwindigkeit} [\text{m s}^{-1}]^{0,3966}$ .

Abflussklasse	abgeleitete mittlere Fließgeschwindigkeit	abgeleitete mittlere Flusstiefe	abgeleitete mittlere Flussbreite (nach Abfluss, Tiefe und Fließgeschwindigkeit)
$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	$\text{m s}^{-1}$	m	m
0,1 -1	0,15	0,21	17
1-10	0,33	0,51	32
10-100	0,74	1,28	58
100-1.000	1,64	3,19	105
1.000-10.000	3,64	7,95	190

Tab. 5: Aus Literaturdaten abgeleitete Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die flussinterne N-Retention für fünf verschiedene Abflussklassen.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{a}^{-1}$				
0,1 -1	> 2,8	> 1,2 - 2,8	> 0,4 - 1,2	> 0 - 0,4	$\leq 0$
1-10	> 5,1	> 2,2 - 5,1	> 0,8 - 2,2	> 0 - 0,8	$\leq 0$
10-100	> 9,1	> 3,9 - 9,1	> 1,4 - 3,9	> 0 - 1,4	$\leq 0$
100-1.000	> 16,5	> 7,1 - 16,5	> 2,6 - 7,1	> 0 - 2,6	$\leq 0$
1.000-10.000	> 29,8	> 12,8 - 29,8	> 4,7 - 12,8	> 0 - 4,7	$\leq 0$

Tab. 6: Aus Literaturdaten abgeleitete Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die flussinterne C-Retention für fünf verschiedene Abflussklassen. Die Skalierung dient als Grundlage für die abschnittsbezogene Umsatzrate für die flussinterne C-Retention.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	$\text{tC km}^{-1} \text{a}^{-1}$				
0,1 -1	> 21,3	> 11,0 - 21,3	> 3,5 - 11,0	> 0 - 3,5	$\leq 0$
1-10	> 38,4	> 19,9 - 38,4	> 6,6 - 19,9	> 0 - 6,4	$\leq 0$
10-100	> 69,3	> 35,9 - 69,3	> 11,5 - 35,9	> 0 - 11,5	$\leq 0$
100-1.000	> 125,2	> 64,9 - 125,2	> 20,8 - 64,9	> 0 - 20,8	$\leq 0$
1.000-10.000	> 226,0	> 117,1 - 226,0	> 37,5 - 117,1	> 0 - 37,5	$\leq 0$

### 2.3.2 Festlegung der Skalengrenze für die Aue

Die N- und P-Retentionsergebnisse nach Schulz-Zunkel et al. (2012) wurde in Klassen überführt, die sich aus den Retentionsraten der einzelnen km-Segmente ergeben und so eingeteilt sind, dass jede Klasse etwa 20 % aller vorkommenden Segmente enthält (vgl. Kap. 2.2). Für die Verrechnung der Retention in der Aue mit der Retention im Fluss wurden die Klassen nach Schulz-Zunkel et al. (2012) umgedreht, so dass für den RESI-Ansatz die Klasse 5 beispielsweise einer sehr hohen Retention entspricht (Tab. 2 und 3). Ebenfalls wurden die Klassengrenzen in die entsprechende Einheit  $\text{t km}^{-1} \text{ a}^{-1}$  umgerechnet. Für die Bewertung der C-Retention werden die Auenflächen nicht berücksichtigt, da die C-Retention nur als flussinterner Prozess berechnet wird. Ebenfalls wird die Retention in den Auen nicht in die fünf Abflussklassen unterteilt.

### 2.3.3 Berechnung der integrierten Umsatzraten auf dem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt

Um die integrierte Retentionsleistung für die N-Retention des Fluss-Auen-Abschnitts zu erhalten, werden die für die verschiedenen Abflussklassen hergeleiteten Umsatzraten für die Flussabschnitte (Tab. 5) und die Retentionsraten für die Auenabschnitte addiert (Tab. 7). Die Einstufung für die Retention in Auen wird nicht flussgrößenspezifisch unterteilt. Entsprechend geht für die Auen bei allen Abflussklassen ein konstanter Wert in die jeweilige RESI-Stufe 2, 3 und 4 ein (Tab. 8). Da für die P-Retention nur die Retention in den Auen berücksichtigt wird, findet bei der Berechnung der RESI-Stufen für die P-Retention keine Unterteilung in Abflussklassen statt. Damit entspricht die Berechnung der integrierten Umsatzrate auf dem Fluss-Auenabschnitt (Tab. 9). Bei der C-Retention werden keine Werte für die Auen addiert, da hier nur die flussinterne Retentionsleistung eingeht. Daher entspricht die Berechnung der integrierten Umsatzrate auch dem Fluss-Auenabschnitt (Tab. 6).

Tab.7: Klassenbildung für das Stickstoffretentionspotenzial in der Aue (Klassenbildung nach Quintilen) (nach Schulz-Zunkel et al. 2012).

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{ a}^{-1}$				
0,1 -10.000	> 3,5	> 1,0 – 3,5	> 0,3 – 1,0	> 0,05 – 0,3	≤ 0 – 0,05

Tab. 8: Aus Literaturdaten (für die flussinterne Retention) und nach Schulz-Zunkel et al. 2012 (für die Retention in den Auen) abgeleitete Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die N-Retention.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$m^3 s^{-1}$	$tN km^{-1} a^{-1}$				
0,1 -1	> 6,3	> 2,2 - 6,3	> 0,7 - 2,2	> 0 - 0,7	$\leq 0$
1-10	> 8,5	> 3,2 - 8,5	> 1,1 - 3,2	> 0 - 1,1	$\leq 0$
10-100	> 12,6	> 4,9 - 12,6	> 1,7 - 4,9	> 0 - 1,7	$\leq 0$
100-1000	> 19,9	> 8,1 - 19,9	> 2,9 - 8,1	> 0 - 2,9	$\leq 0$
1000-10.000	> 33,2	> 13,8 - 33,2	> 5,0 - 13,8	> 0 - 5,0	$\leq 0$

Tab.9: Klassenbildung für das Phosphorretentionspotenzial in der Aue (Klassenbildung nach Quintilen) (nach Schulz-Zunkel et al. 2012). Die Klassenbildung dient als Grundlage für die Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die P-Retention.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$m^3 s^{-1}$	$tP km^{-1} a^{-1}$				
0,1 -10.000	> 0,1	> 0,03 - 0,1	> 0,01 - 0,03	> 0,004 - 0,01	$\leq 0 - 0,004$

### 2.3.4 Berechnung des Retentionsindikators für den 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt

Um den Wert des Retentionsindikators ( $\% / km$ ) für die jeweilige RESI-Stufe zu berechnen, müssen die abschnittsbezogenen Umsatzraten in Relation zu einer Belastung gesetzt werden. Aufgrund der häufig gefundenen Zusammenhänge zwischen der flächenbezogenen Umsatzrate und der im Fluss vorherrschenden Stoffkonzentration (z. B. Mulholland et al. 2008) werden für die Berechnung der Frachten von N und org. C ebenfalls die Konzentrationen aus den jeweiligen Literaturdaten herangezogen. Hierbei wurden vereinfacht die Mediane aller Literaturdaten als konstante Konzentration für die verschiedenen Abflussklassen angenommen ( $2,6 mg L^{-1} NO_3-N$  und  $3,9 mg L^{-1} org. C$ ) (Tab. 10 und 11). Da die Bewertung der P-Retention nicht auf international publizierten Umsatzraten, sondern auf einer deutschlandweiten Auswertung der Auenflächen basiert (Schulz-Zunkel et al. 2012), wurden auch die P-Konzentrationen aus einer deutschlandweiten Flussdatenbank der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (NITROLIMIT Datenbank Fließgewässer, Ritz et al. 2016) entnommen. Auch hier wurde vereinfacht der Median aller in der Datenbank enthaltenen Werte ( $0,13 mg L^{-1} P$ ) als konstante Konzentration verwendet und mit dem mittleren Abfluss der fünf verschiedenen Abflussklassen verrechnet (Tab. 12).

Tab. 10: Finale abgeleitete Skalierung des Indikators der N-Retention für Fluss-Auen-Abschnitte. Für die Frachtberechnung wurde der Median der N-Konzentration der ausgewerteten Literaturdaten ( $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ ) als konstanter Wert in allen Abflussklassen angesetzt.

Abfluss- klasse	N- Fracht	5	4	3	2	1
		Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	$[\text{t a}^{-1}]$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$
0,1 -1	45	> 138,7	> 48,5 – 138,7	> 16,0 – 48,5	> 0 – 16,0	$\leq 0$
1-10	451	> 18,9	> 7,0 – 18,9	> 2,4 – 7,0	> 0 – 2,4	$\leq 0$
10-100	4 510	> 2,8	> 1,1 – 2,8	> 0,4 – 1,1	> 0 – 0,4	$\leq 0$
100-1000	45 096	> 0,4	> 0,2 – 0,4	> 0,06 – 0,2	> 0 – 0,06	$\leq 0$
1000-10.000	450 965	> 0,07	> 0,03 – 0,07	> 0,01 – 0,03	> 0 – 0,01	$\leq 0$

Tab. 11: Finale abgeleitete Skalierung des Indikators der P-Retention für Fluss-Auen-Abschnitte. Für die Frachtberechnung wurde der Median der P-Konzentration der Phytofluss Datenbank als konstanter Wert ( $0,13 \text{ mg L}^{-1}$ ) in allen Abflussklassen angesetzt.

Abfluss- klasse	P-Fracht	5	4	3	2	1
		Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	$[\text{t a}^{-1}]$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$
0,1 -1	2,3	> 45,2	> 15,1 – 45,2	> 5,3 – 15,1	> 0 – 5,3	$\leq 0$
1-10	23	> 4,5	> 1,5 – 4,5	> 0,5 – 1,5	> 0 – 0,5	$\leq 0$
10-100	225	> 0,5	> 0,2 – 0,5	> 0,1 – 0,2	> 0 – 0,1	$\leq 0$
100-1000	2 255	> 0,05	> 0,02 – 0,05	> 0,005 – 0,02	> 0 – 0,005	$\leq 0$
1000-10.000	22 248	> 0,005	> 0,002 – 0,005	> 0,0005 – 0,002	> 0 – 0,0005	$\leq 0$

Tab. 12: Finale abgeleitete Skalierung des Indikators der C-Retention für Fluss-Abschnitte. Für die Frachtberechnung wurde der Median der organischen C-Konzentration der ausgewerteten Literaturdaten ( $3,9 \text{ mg L}^{-1}$ ) als konstanter Wert in allen Abflussklassen angesetzt.

Abfluss- klasse	C-Fracht	5	4	3	2	1
		Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	$[\text{t a}^{-1}]$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$	$\text{‰ km}^{-1}$
0,1 -1	68	> 314,4	> 162,9 – 314,4	> 52,1 – 162,9	> 0 – 52,1	$\leq 0$
1-10	676	> 56,8	> 29,4 – 56,8	> 9,4 – 29,4	> 0 – 9,4	$\leq 0$
10-100	6 764	> 10,3	> 5,3 – 10,3	> 1,7 – 5,3	> 0 – 1,7	$\leq 0$
100-1000	67 644	> 1,9	> 1,0 – 1,9	> 0,3 – 1,0	> 0 – 0,3	$\leq 0$
1000-10.000	676 447	> 0,3	> 0,2 – 0,3	> 0,06 – 0,2	> 0 – 0,06	$\leq 0$

### 2.3.5 Bewertungsraum

Die Bewertung der Retention findet auf Ebene der 1-km Fluss-Auen-Segmente statt. Diese sind in die Kompartimente Fluss, rezente Aue und Altaue unterteilt (vgl. Abb. 8) Bei der Bewertung der Retentionsleistung werden lediglich die Kompartimente Fluss und rezente Aue bewertet (= Bewertungsraum). Da die Altaue von Überflutungsereignissen ausgeschlossen ist, wird sie bei der Bewertung nicht betrachtet. Aus Gründen der Darstellung und Vergleichbarkeit v.a. mit weiteren ÖSL werden die Ergebnisse auf das gesamte Fluss-Auen-Segment (inklusive Altaue) projiziert. Die Ausdehnung der Fluss-Auen-Segmente entspricht im Fall der Retentionsleistung daher nicht der tatsächlich bewerteten Fläche. Ein breiteres Fluss-Auen-Segment bedeutet daher nicht zwangsläufig eine höhere Retention.

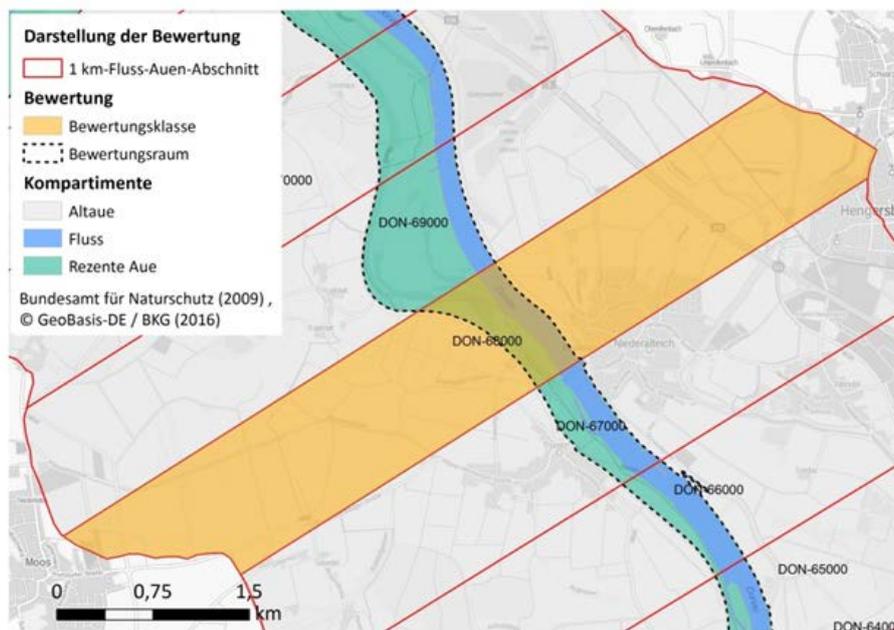


Abb. 8: Darstellung der Bewertung in einem 1-km Fluss-Auen-Abschnitt. Für die Bewertung der N-, P- und C-Retention wird lediglich der Beitrag der Kompartimente Fluss und rezente Aue betrachtet. Aufgrund der fehlenden Überflutung wird die Altaue nicht betrachtet. Um die Ergebnisse in den Modellregionen besser darstellen zu können, werden die Bewertungsklassen jedoch auf Ebene der 1-km Fluss-Auen-Segmente inklusive der Altaue dargestellt.

### 3 Fallbeispiel Donau

Die Quantifizierung und Bewertung der N-, P- und C-Retention von Fluss und Aue wurde neben weiteren Modellregionen am Fallbeispiel Donau getestet und hier dargestellt. Für die Donau umfasst das Projektgebiet die bayerische Donau von Ulm bis zur Mündung des Inn bei Passau. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer. Auf dieser Strecke steigt der mittlere jährliche Abfluss von  $124 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  bei Neu Ulm auf  $638 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  am Pegel Hofkirchen an. Die Nährstoffkonzentrationen liegen im Jahresmittel bei ca.  $3,5 \text{ mg L}^{-1}$  für Gesamt-N und  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  für Gesamt-P (an der Messstation Bad Abbach). Durch Flussbegradigungen und den Ausbau mehrerer Staustufen (insgesamt 20 innerhalb des Untersuchungsgebietes) ist die Geomorphologie des untersuchten Abschnitts stark anthropogen überformt. Die aktiven Donauauen sind zwischen Günzburg und Ingolstadt am ausgeprägtesten und zudem häufig durch hohe Wald-, Gewässer-, und Feuchtgebietsanteile gekennzeichnet. Stromab in Richtung Passau nimmt der Anteil rezenter Auen deutlich ab. Zudem ist ein Großteil dieser Auenflächen durch Ackernutzung und Siedlungsstrukturen geprägt, so z. B. um Regensburg. Zwischen Würth und Straubing finden sich dann nochmal rezente Auen, die höhere Anteile an Grünland, Gewässern und Feuchtgebieten aufweisen. Allerdings ist die Ausdehnung dieser rezenten Auen vergleichsweise gering. Sommerdeiche und Polderflächen können in der Methode nicht berücksichtigt werden, so dass genaue Angaben zu den Überflutungshäufigkeiten fehlen, was möglicherweise zu Fehleinschätzungen der Retentionsleistungen führen kann.

#### 3.1 Retention im Hauptlauf (RetF)

Die Retention im Hauptlauf für die Modellregion Donau wird am Beispiel der mit QSim berechneten Werte dargestellt. Die mit QSim berechneten Werte beziehen sich zunächst auf die Flusskilometerangaben der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) und wurden jeweils auf die 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte umgerechnet. Insgesamt zeigt sich in der Modellierung, dass die streckenbezogenen Umsätze pro 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt ( $\text{t a}^{-1}$ ) in Bereichen mit hydraulischen Retentionszonen, d. h. vor den Stauhaltungen der Donau erhöht sind (s. Abb.). Dies liegt in erster Linie an der längeren Verweilzeit des Wassers in diesen Abschnitten, was auch ein längeres Einwirken der Umsatzprozesse ermöglicht. Des Weiteren ist die Sedimentation von partikulärem Material in solchen Retentionszonen erhöht.

Die Modellergebnisse zeigen, dass die N-Retention an der Donau primär durch die direkte Aufnahme von Nitrat in das Sediment verursacht wird (positiver  $\text{NO}_3$ -Flux), welches im Jahresverlauf in der Regel nicht mehr freigesetzt wird, sondern im Sediment durch Denitrifikation dauerhaft entfernt wird (Abb. 9, N-Retention). Insbesondere die geringeren Fließgeschwindigkeiten in Stauhaltungen führen zu einer erhöhten Denitrifikation, was auf die erhöhte Akkumulation von organischem Material und den mit dem C-Abbau erhöhten Sauerstoffverbrauch im Sediment (Abb. 9, C-Retention) zurückzuführen ist. Da die Nitrat-Eliminierung (laut Modell) insbesondere in den Stauhaltungen erhöht ist, scheint die N-Quelle für die Denitrifikation primär die direkte Nitratlieferung aus der Wassersäule zu sein, denn durch den erhöhten Sauerstoffverbrauch in den Stauhaltungen wird die Nitrifikation als alternative Nitratquelle für die Denitrifikation eher unterdrückt. Aufgrund der geringen Nitrifikation kommt es teilweise auch zu Ammonium-Freisetzungen vor den Stauhaltungen (negativer  $\text{NH}_4$ -Flux), welche durch die erhöhten Mineralisierungsprozesse hervorgerufen werden. Insgesamt wurde im betrachteten Flussabschnitt eine Retention von rund  $900 \text{ t N a}^{-1}$  im Modell errechnet.

Die flussinterne P-Retention erfolgt entlang der Donau hauptsächlich durch den temporären Retentionsprozess der Sedimentation, welche in der Jahresbilanz durch Mineralisierung und  $\text{PO}_4$ -Freisetzung aus dem Sediment (negativer  $\text{PO}_4$ -Flux) wieder rückgängig gemacht wird. Somit findet flussintern nur eine sehr geringe bis keine Retention von P statt. Im Modell kann jedoch insbesondere vor den stromab gelegenen Stauhaltungen vermehrt P aus dem Sediment freigesetzt werden, da es hier zu einem stärkeren Abbau der im Längsverlauf akkumulierten Biomassen kommt (Abb. 9, P-Retention), was die Sauerstoffzehrung erhöht und die damit verbundene P-Freisetzung fördert (negative Retentionswerte). Lediglich in einigen flacheren Stauhaltungen stromauf, in denen der Sauerstoff im Sediment weniger stark gezehrt wird, findet eine längerfristige Festlegung von P im Sediment statt. Daher wurde im Flussabschnitt der Modellregion Donau im Jahresverlauf eine Freisetzung von ca. 14 t P  $\text{a}^{-1}$  simuliert.

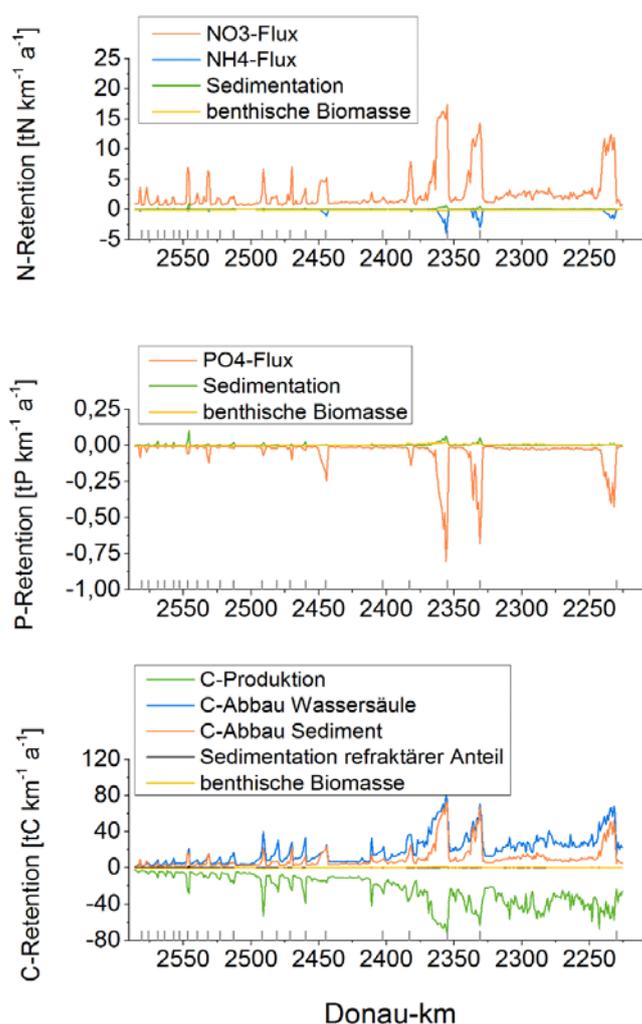


Abb. 9: Modellierte flussinterne Retention von N, P und org. C entlang der Donau als Mittelwerte der Jahre 2008-2012. Absolute Retentionsraten für die einzelnen Prozesse. Positive Werte geben eine Retention an, negative Werte geben eine Freisetzung bzw. Produktion an. Die grauen Markierungen auf der X-Achse geben die Lage der Stauhaltungen an. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer.

Für die C-Retention wird neben dem Rückhalt in Sedimenten und benthischer Biomasse und dem Abbau von org. C durch Respiration (C-Abbau in Wassersäule und Sediment) auch die flussinterne C-Produktion durch Assimilation betrachtet (negative Retentionsraten). Dabei findet im Längsverlauf ein Anstieg der C-Produktion durch den Zuwachs von Phytoplanktonbiomasse statt. Dieser Zuwachs ist auch mit einer verstärkten Respiration in der Wassersäule verbunden, welche die Respiration des Phytoplanktons selbst und den mikrobiellen Abbau des Detritus umfasst. Die Respiration des Zooplanktons ist vernachlässigbar klein und wird hier nicht weiter diskutiert. Aufgrund der längeren Aufenthaltszeit des Wassers an den Staustufen der Donau kommt es zu einer erhöhten C-Produktion pro km, die Respiration nimmt aber ebenfalls zu, was im Jahresmittel zu einer erhöhten Netto-Retention von org. C in den Stauhaltungen führt. Während der Vegetationsperiode (insbesondere zu Zeitpunkten der Phytoplanktonblüte) findet allerdings auch in den flachen Abschnitten und Stauhaltungen der Donau eine Netto-Produktion von org. C statt (Abb. 10). Insgesamt zeigt sich also, dass vor allem tiefe Stauhaltungen durch das Überwiegen der respiratorischen Prozesse ein großes Rückhaltevermögen bezüglich org. C haben. Allerdings sind hierbei auch Trade-offs zu beachten, da die mit den hohen Abbauraten verbundenen Sauerstoffzehrungen bei geringer Wiederbelüftung auch zu Sauerstoffdefiziten im Gewässer führen können, was sich negativ auf die Biozönosen auswirken und zur erhöhten Produktion des Treibhausgases Methan führen kann (Maeck et al. 2013). Insgesamt ergaben die Simulationsrechnungen für den Fluss einen Rückhalt von  $3587 \text{ t C a}^{-1}$ .

Die Retentionsleistung über den Aufbau benthischer Biomasse (hier über das Wachstum von Muschelbiomasse an der Donau) spielt generell im Jahresmittel kaum eine Rolle, da die in der Vegetationsperiode aufgebaute Biomasse im Winterhalbjahr durch das Absterben wieder rückgängig gemacht wird (Abb. 11). Allerdings können Muscheln während der Vegetationsperiode durchaus zu einer temporären Retention beitragen und die Gefahr sommerlicher Eutrophierungsproblematiken in den stromab gelegenen Bereichen verringern.

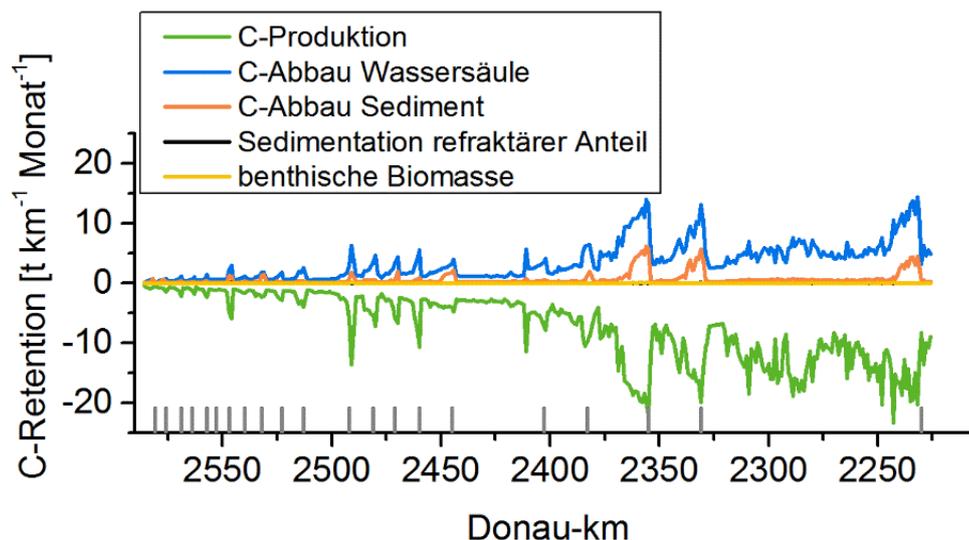


Abb. 10: Modellierte flussinterne Retention von organischem Kohlenstoff entlang der Donau als Mittelwert des Monats Mai für die Jahre 2008-2012. Absolute Retentionsraten für die Einzelnen Prozesse. Die grauen Markierungen auf der X-Achse geben die Lage der Stauhaltungen an. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer.

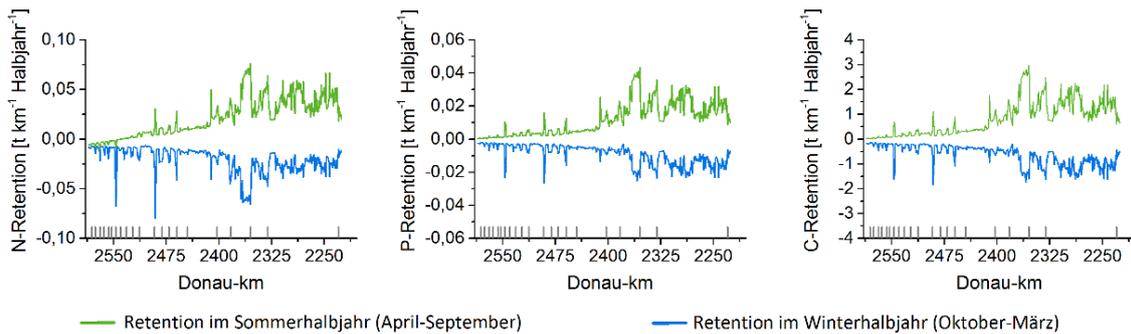


Abb. 11: Modellierte flussinterne Retention von N, P und C über die Festlegung in benthischer Biomasse (Muschelbiomasse) an der Donau als Mittelwerte des Sommer- und Winterhalbjahres für die Jahre 2008-2012. Die grauen Markierungen auf der X-Achse geben die Lage der Stauhaltungen an. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer.

### 3.2 Retention in der Aue (Ret<sub>A</sub>)

Für die N-Retention zeigt sich im Längsverlauf der Donau von Ulm nach Passau eine deutliche Abnahme der Retentionsleistung in den aktiven Auen (Abb. 12). Allerdings zeigen die Daten in zwei Bereichen im Vergleich höhere Retentionsleistungen. So finden sich im Gebiet zwischen Günzburg bis Ingolstadt die höchsten ermittelten Retentionsleistungen. Diese ergeben sich aus dem hier vorhandenen vergleichsweise großen Areal aktiver Auen, die hauptsächlich durch Wald, Feuchtgebiete und Gewässer geprägt sind. Zusätzlich wird angenommen, dass dieser Bereich von einer hohen Überflutungs- und Grundwasserdynamik geprägt wird und damit von dem Vorhandensein von ausreichend hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz. Aufgrund der Modellannahmen sind hier optimale Bedingungen für den Prozess der Denitrifikation gegeben, so dass der verwendete Faustzahlenansatz im Vergleich zum Flusslauf hohe Denitrifikationsleistungen anzeigt.

Im Längsverlauf zeigen die Daten ein zweites Gebiet mit im Vergleich leicht erhöhten N-Retentionswerten zwischen Würth und Straubing. Die rezenten Auen in diesem Gebiet sind hauptsächlich mit Grünland und größeren Flächenanteilen an Feuchtgebieten und Gewässern ausgestattet, was zu höheren Denitrifikationsleistungen im Vergleich zu ober- und unterhalb liegenden Abschnitten führt. Allerdings sind die rezenten Auen entlang der Donau insgesamt nur mit kleineren Flächenanteilen vorhanden bzw. werden von Acker- und Siedlungsflächen dominiert. Daher zeigt der Bewertungsansatz für diese Bereiche nur geringe Denitrifikationsleistungen an. Insgesamt wurde für die rezente Aue der Modellregion Donau eine Retention von 1.939 t N a<sup>-1</sup> errechnet.

Für die P-Retention zeigt sich ein ähnliches Bild (Abb. 13). Auch für diesen Prozess spielt die Größe der rezenten Auen wie auch deren Ausstattung hinsichtlich extensiver Landnutzung bzw. deren Anbindung an den Fluss eine entscheidende Rolle. Das Gebiet zwischen Günzburg und Ingolstadt zeigt ebenso wie für die N-Retentionsleistung im Vergleich zu den anderen Flussabschnitten höhere Retentionswerte. Diese sind ebenfalls hauptsächlich durch das Vorhandensein von Wäldern, Feuchtgebieten und Gewässerstrukturen bestimmt, die die Sedimentation im Hochwasserfall und damit den temporären P-Rückhalt bestimmen. Die deutlich geringeren Retentionswerte im Abschnitt Würth bis Straubing ergeben sich zum einen durch das Fehlen der Wälder in diesen rezenten Auen und zum anderen durch die geringen Flächen an überflutbaren Auen. Für die rezente Aue der Modellregion Donau wurde insgesamt ein Rückhalt von 85 t P a<sup>-1</sup> abgeschätzt.

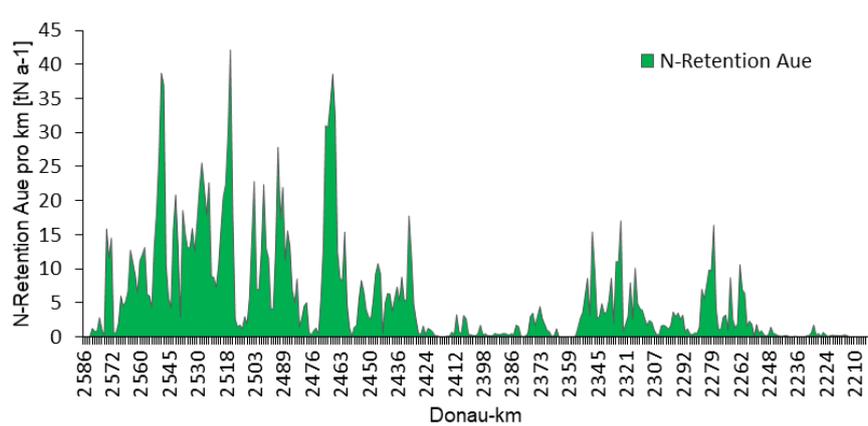


Abb. 12: N-Retentionsleistung der Auen entlang der bayerischen Donau.

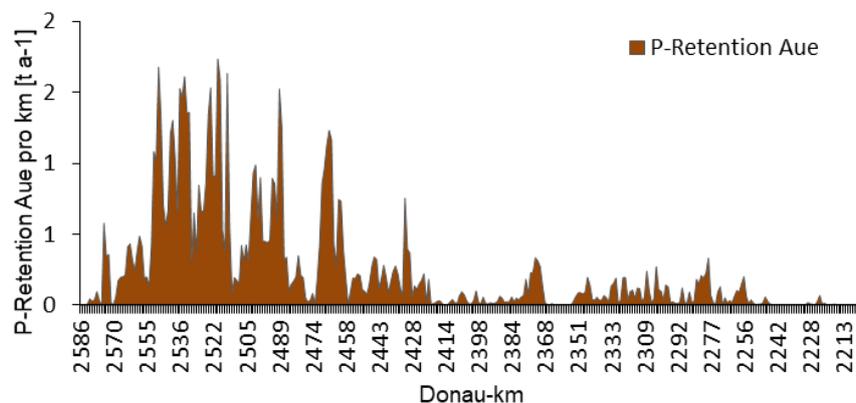


Abb. 13: P-Retentionsleistung der Auen entlang der bayerischen Donau.

### 3.3 Retentionsindikator ( $Ind_{xret}$ )

Auf Grundlage der Retention im Fluss ( $Ret_{xF}$ ) und in der rezenten Aue ( $Ret_{xA}$ ) sowie der berechneten Frachten ( $T_x$ ) (Darstellung s. Anhang 1-3) wurde für 338 jeweils einen Kilometer lange Fluss-Auen-Abschnitte der Donau der Retentionsindikator ( $Ind_{xret}$ ) berechnet und bewertet. In Abbildung 14 wird der Anteil der fünf Bewertungsklassen der N-, P- und C-Retention an den Segmenten der gesamten Modellregion von Ulm bis Passau dargestellt. In Abbildung 15 wird die Bewertung der einzelnen 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte räumlich dargestellt.

Die N-Retention wird für 27 % der 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Donau als sehr hoch (Klasse 5), für 17 % als hoch (Klasse 4), für 40 % als mäßig (Klasse 3) und für 16 % als gering (Klasse 2) eingestuft (Abb. 14). So wurde für die Modellregion eine Retention von 2841 t N a<sup>-1</sup> durch Fluss und Aue errechnet.

## Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

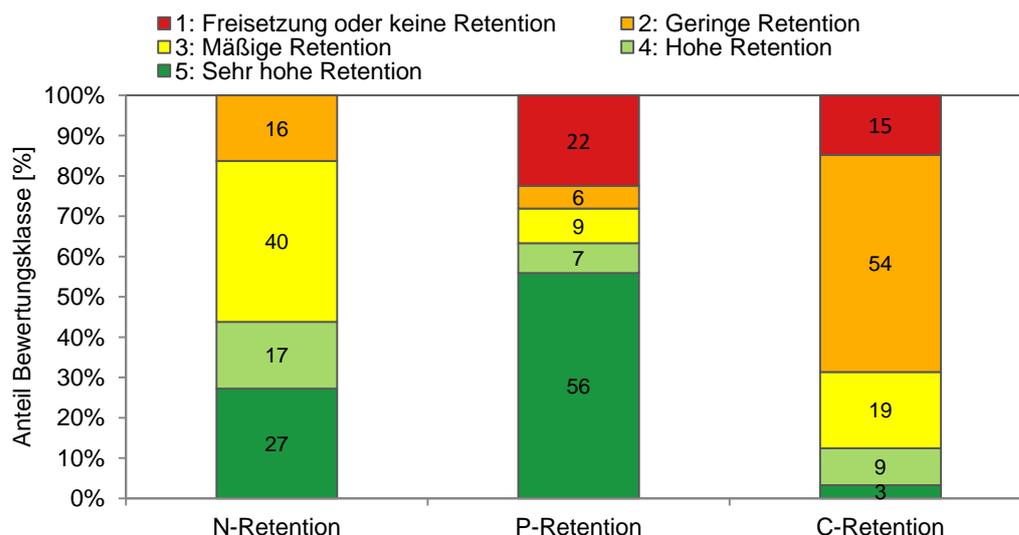


Abb. 14: Prozentualer Anteil der fünf Bewertungsklassen der N-, P- und C-Retention an den 338 bewerteten 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte der Modellregion Donau.

Im Bereich von Ulm bis Kelheim wird die Retentionsleistung in den Fluss-Auen-Abschnitten vorwiegend als hoch bis sehr hoch eingestuft (Abb. 15). Innerhalb dieser Region werden lediglich Segmente im Bereich größere Städte wie Ulm, Donauwörth, Neuburg und Ingolstadt schlechter beurteilt (geringe bis mäßige Retentionsleistung). Im weiteren Verlauf der Donau von Kelheim bis Passau (schiffbarer Bereich) wird die Retention größtenteils als gering bis mäßig bewertet (Abb.). Die gute Bewertung der Donau von Ulm bis Kelheim ist auf den guten Zustand der rezenten Aue zurückzuführen. In diesem Teilabschnitt ist zum einen der Flächenanteil der rezenten Aue höher als im weiteren Verlauf, zum anderen befinden sich hier größere Wald- und Wasserflächen sowie Feuchtgebiete. Hinzu kommt die geringere Stickstofffracht im ersten Teilabschnitt der Modellregion, welche einen hohen Indikatorwert begünstigt. Da sich in diesem Bereich die meisten Staustufen befinden, kommt es teilweise auch im Hauptlauf zu höheren Retentionswerten, die jedoch wegen der hohen Retention in der Aue zu keiner weiteren Verbesserung der Bewertung führen. Im schiffbaren Bereich der Donau von Kelheim bis Passau nimmt sowohl die Fläche der rezenten Aue als auch der Anteil an Wald- und Feuchtgebieten zugunsten von Ackernutzung und Siedlungsstrukturen ab. Hinzu kommt der kontinuierliche Anstieg der N-Fracht durch zahlreiche Zuflüsse. Als Resultat wird die Retention in den 1-km Fluss-Auen-Abschnitten größtenteils als gering oder mäßig eingestuft. Trotzdem kommen vereinzelt Retentions-Hot-Spots vor. So macht sich die erhöhte N-Retention im Fluss aufgrund der geringen Retentionsleistung in der Aue vor den großen Staustufen bei Geislingen, Straubing und Kachlet bei der Bewertung bemerkbar. Eine weitere Region mit erhöhter Retentionsleistung befindet sich im Bereich der Isarmündung bei Deggendorf. In dieser Region befindet sich ein hochwertiges Auenschutzgebiet mit einer naturnahen Auenlandschaft und hohen Anteilen an Wäldern und Grünland.

Die P-Retention wird in über der Hälfte der 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte (56 %) der Donau als sehr hoch, in 7 % als hoch, in 9 % als mäßig und in 6 % als gering eingestuft. Trotz der allgemein guten Bewertung der P-Retention werden rund 22 % der Fluss-Auen-Segmente mit Klasse 1 bewertet, was keine Retention bzw. eine Freisetzung anzeigt. In den Simulationen werden trotz der P-Freisetzung im Fluss (vgl. Kap. 3.1) insgesamt 71 t P a<sup>-1</sup> durch die Retention in der rezenten Aue zurückgehalten.

Ähnlich wie bei der N-Retention ist der Abschnitt zwischen Ulm und Kelheim aufgrund des guten Zustandes der rezenten Aue sowie der geringeren P-Fracht am Beginn der Modellregion sehr gut bewertet (Abb. 15). Vereinzelt schlechter bewertete Segmente sind entweder auf eine geringe Retentionsleistung in der rezenten Aue wie beispielsweise bei Neuburg, Ingolstadt oder Großmehring zurückzuführen, oder auf die geringe Retention bzw. Freisetzung von P vor den Staustufen beispielsweise bei Oberelchingen und Leipheim (vgl. Abb. 9). Stromab ist die Bewertung teilweise sehr heterogen. Besonders auffällig sind jedoch die mit Klasse 1 bewerteten 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte vor den größeren Stauhaltungen bei Regensburg, Geislingen, Straubing und Kachlet, in denen es ebenfalls zu einer Freisetzung größerer Mengen von P kommt. Der Bereich um die Isarmündung stellt aufgrund der hochwertigen Auen wie bei der N-Retention einen Hot-Spot der Retention dar. Im restlichen Bereich der Modellregion zwischen Kelheim und Passau sind die Segmente sehr heterogen bewertet, was zum größten Teil auf die Retention in der rezenten Aue zurückzuführen ist, da der Fluss in diesen Segmenten nicht in größerem Umfang zur Retention von P beiträgt.

Die C-Retention wird für 3 % der 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Donau als sehr hoch (Klasse 5), für 9 % als hoch (Klasse 4), für 19 % als mäßig (Klasse 3), für 54 % als gering (Klasse 2) eingestuft. In 15 % der Abschnitte findet keine Retention oder sogar eine Freisetzung von C statt (Abb. 14). Die C-Retention wurde mit  $3.587 \text{ t C a}^{-1}$  nur für den Fluss berechnet.

Die Retentionsleistung von Kohlenstoff wird im Großteil der Modellregion als gering eingestuft (Abb. 15). Das Ergebnis der Bewertung zeigt jedoch die erhöhte C-Retention vor den Staustufen der Donau. Daher wird die Retention vor 18 Staustufen der Modellregion als mäßig bis sehr hoch klassifiziert. Besonders vor den Staustufen bei Straubing und Geisling kommt es zu einem sehr hohen Rückhalt von C. Anders verhält es sich zwischen der Einmündung der Großen Laber und der Isareinmündung in die Donau. Der Abschnitt ist fast durchgängig mit Klasse 1 bewertet, was mit einer hohen flussinternen C-Produktion durch den Zuwachs von Phytoplanktonbiomasse zusammenhängt (s. Kap. 3.1). Dies könnte mit dem Zufluss des Allachbachs und der Aiterach zusammenhängen. Im entsprechenden Flusswasserkörper wurden organische Belastungen als Grund für die Zielverfehlung des guten ökologischen Zustandes nach WRRL angegeben.

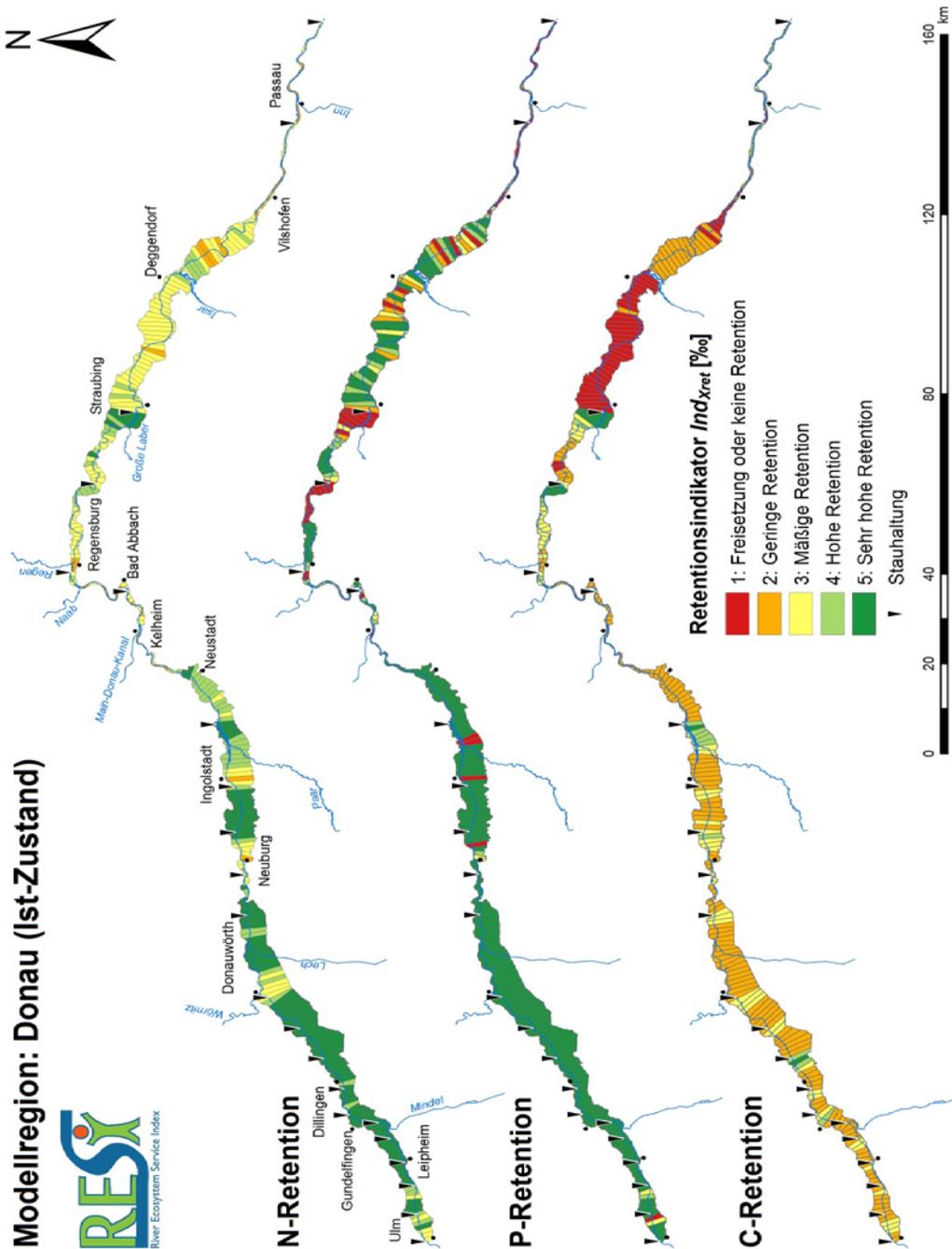


Abb. 15: Fünfstufige Bewertung der N-, P- und C-Retention für 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Modellregion Donau.

## 4 Fazit

Der hier hergeleitete Indikator der ‰-Retention pro km beschreibt die Fähigkeit eines Fluss-Auen-Abschnitts, die vorliegende stoffliche Belastung aus dem Einzugsgebiet durch gewässerinterne Prozesse zu kompensieren. Zusammen mit der abflussspezifischen Skalierung für die Bewertung (die das naturgemäß geringere Verhältnis von Sedimentoberfläche/Stofffracht in größeren Flüssen berücksichtigt) wurde eine objektive Grundlage abgeleitet, die es ermöglicht, die Selbstreinigungsleistung verschiedener Flüsse und Auen oder auch die Effekte unterschiedlicher Bewirtschaftungs- bzw. Ausbauszenarien an einem Flussabschnitt zu bewerten und zu vergleichen.

Das Fallbeispiel der Donau zwischen Ulm und Passau zeigt, dass sowohl der Fluss als auch die angrenzende Aue zu einer deutlichen Nährstoffretention beitragen kann. Insgesamt spiegeln die Ergebnisse die wichtige Rolle der Flussauen für die Selbstreinigungsleistung von Fließgewässern wider, da die Retention in den Abschnitten am höchsten ist, in denen sich die rezente Aue in einem guten Zustand befindet. Für die flussinternen Prozesse zeigen die Modellergebnisse jedoch auch eine erhöhte Retention von N und C im Bereich von Stauhaltungen. Eine hohe Retention ist also nicht zwangsläufig mit einem guten ökologischen Zustand gleichzusetzen. Die erhöhten Retentionen in Stauhaltungen sind nämlich häufig mit negativen Wechselwirkungen wie erhöhten Sauerstoffzehrungen, P-Freisetzungen oder auch einer eingeschränkten Durchgängigkeit verbunden. Diese Zusammenhänge verdeutlichen, dass die isolierte Betrachtung einzelner Ökosystemleistung zu fehlerhaften Schlussfolgerungen führen kann und für eine sachgerechte Bewertung mögliche Wechselwirkungen mit weiteren ÖSL berücksichtigt werden sollten.

## 5 Literatur

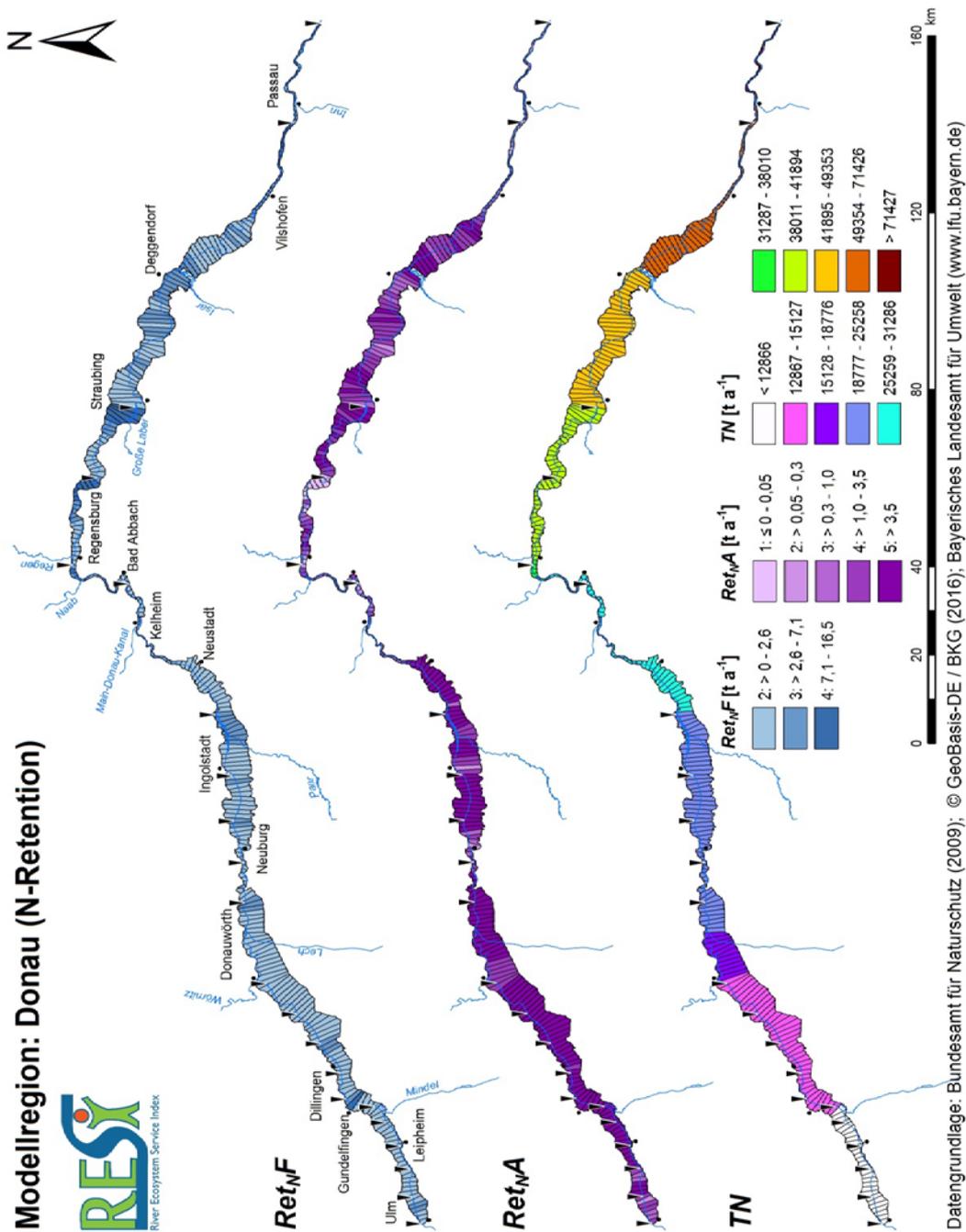
- Alexander, R. B., Smith, R. A. & Schwarz, G. E. (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. – *Nature* 403: 758-761.
- Baulch, H. M., Venkiteswaran, J. J., Dillon, P. J. & Maranger, R. (2010): Revisiting the application of open-channel estimates of denitrification. – *Limnology and Oceanography - Methods* 8: 202-215.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410: 111-122.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nutrient emissions into river basins of Germany. Berlin, 261 S.
- Berg, C. E., Mineau, M. M. & Rogers, S. H. (2016): Examining the ecosystem service of nutrient removal in a coastal watershed. – *Ecosystem Services* 20: 104-112.
- Bergfeld, T. (2006): Die Donau – Auswirkungen der Stauregelung auf Stoffhaushalt und Trophie. – *Limnologie Aktuell* 12: 99-112.
- Böhlke, J. K., Harvey, J. W. & Voytek, M. A. (2004): Reach-scale isotope tracer experiment to quantify denitrification and related processes in a nitrate-rich stream, midcontinent United States. – *Limnology and Oceanography* 49: 821-838.
- Bondar, E., Oliver, G., Gyozo, J., Kucera-Hirzinger, V., Whalley, P., Zessner, M. & Hein, T. (2007): Integration of the nutrient reduction function in the riverine wetland management. Guidance Document, Wien.
- Borin, M., Vianello, M., Moraria, F. & Zaninb, G. (2005): Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. – *Agriculture Ecosystems and Environment* 105: 101-114.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Dringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87, 244 S.
- Burt, T. P., Matchett, L. S., Goulding, K. W. T., Webster, C. P. & Haycock, N. E. (1999): Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology. – *Hydrological Processes* 13: 1451-1463.
- Carl, P., Gerlinger, K., Hattermann, F.F., Krysanova, V., Schilling, C. & Behrendt, H. (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 2. Extended demonstration. – *Water Resources Research* 44: 1-19.
- Craft, C.B. & Casey, W. P. (2000): Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depression freshwater wetlands of Georgia, USA. – *Wetlands* 20: 323-332.
- Felber, R., Conen, F., Flechard, C. R. & Neftel, A. (2012): Theoretical and practical limitations of the acetylene inhibition technique to determine total denitrification losses. – *Biogeosciences* 9: 4125-4138.
- Feng, M. (2016): Flow and thermal regimes in river networks: effects of hydropower regulation and climate extremes. Dissertation, Freie Universität Berlin. 145 S.

- Gäth, S., Anthony, F., Becker, K.-W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, C. & Nieder, R. (1999): Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-vorratsveränderung von Böden und Bodennutzungssystemen. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85: 1373-1376; modifiziert von Höper, H. (2005), unveröffentlicht.
- Gautier, E., Corbonnois, J., Petit, F., Arnaud-Fassetta, G., Brunstein, D., Grivel, S., Houbrechts G. & Thierry, B. (2009): Multidisciplinary approach for sediment dynamics study of active floodplains. *Géomorphologie*: 65-78.
- Gisi, U. (1990): *Bodenökologie*. Stuttgart (Thieme-Verlag). 304 S.
- Grizzetti, B., Paul, P., Billen, G., Bouraoui, F., Garnier, J. & Lassaletta, L. (2015): The role of water nitrogen retention in integrated nutrient management: assessment in a large basin using different modelling approaches. *Environmental Research Letters* 10: 65008.
- Hall, R. O., Tank, J.L., Baker, M. A., Rosi, E. & Hotchkiss, E (2016): Metabolism, gas exchange, and carbon spiraling in rivers. – *Ecosystems* 19: 73-86.
- Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämppe, J., Hansen, H.C.B & Kronvang, B. (2009): Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. – *Journal of Environmental Quality* 38: 1942-1955.
- Kirchesch, V., Bergfeld-Wiedemann, T. & Fischer, H. (2016): Das Sedimentmodul "SEDFLUX" im Gewässergütemodell QSim. BfG-1943, Koblenz.
- Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Svendsen, L.M., Windolf, J., Jensen, J.P. & Dorge, J. (1999): Retention of nutrients in river basins. – *Aquatic Ecology* 33: 29-40.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M., Hoffmann, C. C. & Nielsen, C. B. (2004): *Nutrient retention handbook. Software manual for EU-ROHARP-NUTRET and scientific review on nutrient retention*. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Norway.
- Kupilas, B., Hering, D., Lorenz, A. W., Knuth, C. & Gücker, B. (2017): Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism. – *Biogeosciences* 14: 1989-2002.
- LaNotte, A., Maes, J., Dalmazzone, S., Crossman, N. D., Grizzetti, B. & Bidoglio, G (2017): Physical and monetary ecosystem service accounts for Europe : A case study for in-stream nitrogen retention. – *Ecosystem Services* 23: 18-29.
- Maeck, A., Delsontro, T., McGinnis, D. F., Fischer, H., Flury, S., Schmidt, M., Fietzek, P. & Lorke, A (2013): Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots. – *Environmental Science & Technology* 47: 8130-8137.
- Mehl, D., Steinhäuser, A., Kasperidus, H.D. & Scholz, M. (2012). Hochwasserretention, In: M. Scholz, D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H. D. Kasperidus, W. Born, & K. Henle (Hrsg.): *Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion*. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 48-72.
- Mulholland, P. J., Helton, A.M., Poole, G. C., Hall, R. O., Hamilton, S. K., Peterson, B. J., Tank, J. L., Ashkenas, L. R., Cooper, L. W., Dahm, C. N., Dodds, W. K., Findlay, S. E. G., Gregory, S. V., Grimm, N. B., Johnson, S. L., McDowell, W. H., Meyer, J. L., Valett, H. M., Webster, J. R., Arango, C. P., Beau-lieu, J. J., Bernot, M. J., Burgin, A. J., Crenshaw, C. L., Johnson, L. T., Niederlehner, B. R., O'Brien, J. M., Potter, J. D., Sheibley, R. W., Sobota, D. J. & Thomas, S. M. (2008): Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. – *Nature* 452: 202-206.

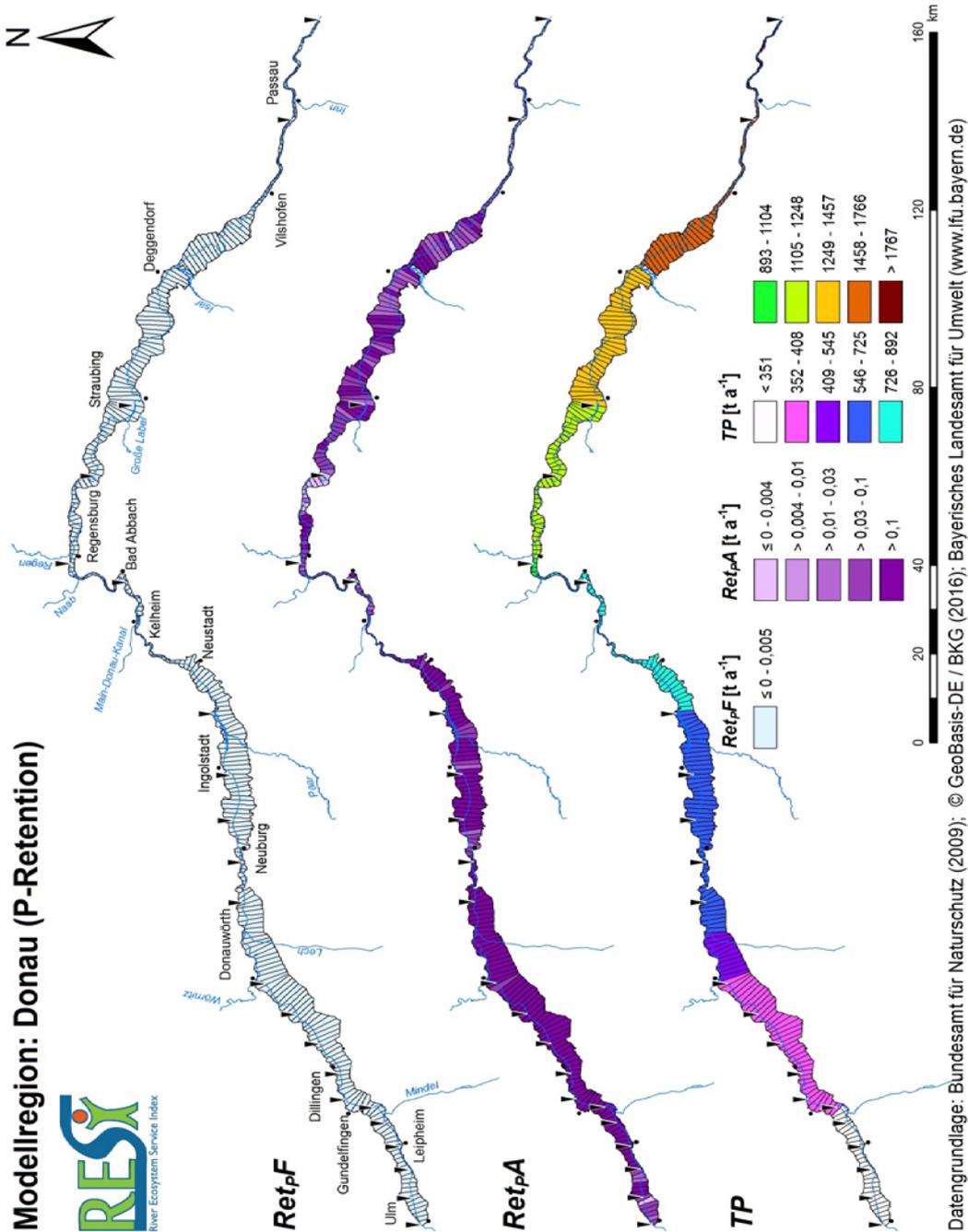
- Nielsen, L. P. (1992): Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. – FEMS Microbiology Letters 86: 357-362.
- Noe, G.B. & Hupp, C.R. (2009): Retention of riverine sediment and nutrient loads by coastal plain floodplains. – Ecosystems 12: 728-746.
- Odum, H.T. (1956): Primary production in flowing waters. – Limnology and Oceanography 1:102-117.
- Olde Venterink, H.O., Vermaat, J.E., Pronk, M., Wiegman, F., van der Lee, G. E. M., van den Hoorn, M. W., Higler, L. W. G. & Verhoeven, J. T. A. (2006): Importance of sediment deposition and denitrification for nutrient retention in floodplain wetlands. – Applied Vegetation Science 9 (2): 163-174.
- Oppermann, R., Schumacher, F. & Kirchesch, V. (2015): Hydrax - Ein hydrodynamisches 1-D Modell. – BfG-1873, Koblenz. <http://doi.bafg.de/BfG/2015/HYDRAX.pdf>
- Pribyl, A.L., McCutchan, J. H., Lewis, W. M. & Saunders, J. F. (2005): Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. – Biogeochemistry 73: 439-455.
- Ritz S. (2016): Nitrogen retention in a large nitrogen rich lowland river: estimates from open-channel methods. Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg.
- Ritz, S., Fischer, H. & Dolman, A. (2016): Potenzielle Nährstofflimitation in Fließgewässern. Kap. 1.4. In: NITROLIMIT: Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF Verbundprojekts NITROLIMIT II, FKZ 0033W015 AN-GN, 25-32, [www.nitrolimit.de/index.php/downloads.html](http://www.nitrolimit.de/index.php/downloads.html)
- Ritz, S., Dähnke, K. & Fischer, H. (2018): Open-channel measurement of denitrification in a large lowland river. Aquatic Sciences 80: 11. DOI:10.1007/s00027-017-0560-1
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T. & Müller, D. (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. – Hydrobiologia 410: 167-176.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borcharding, J. & Müller, D. (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. – International Review of Hydrobiology 87: 295-317.
- Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Kasperidus, H. D., Krüger, F., Natho, S. & Venohr, M. (2012): Nährstoffretention, In: M. Scholz, D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H. D. Kasperidus, W. Born, & K. Henle (Hrsg.): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 48-72.
- Seitzinger, S.P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. – Limnology and Oceanography 33: 702-724.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., et al (2002): Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA. – Biogeochemistry 57: 199-237.
- Smith, L. K., Voytek, M. A., Böhlke, J. K. & Harvey, J. W. (2006): Denitrification in nitrate-rich streams: application of N<sub>2</sub>:Ar and 15N-tracer methods in intact cores. – Ecological Applications 16: 2191-2207.

- Smith, T. E., Laursen, A. E. & Deacon, J. R. (2008): Nitrogen attenuation in the Connecticut River, northeastern USA; a comparison of mass balance and N<sub>2</sub> production modeling approaches. – *Biogeochemistry* 87: 311-323.
- Trepel, M. (2007): Faustzahlen zur Bilanzierung der Eintragsminderung durch landwirtschaftliche Maßnahmen sowie durch Maßnahmen zur Verbesserung des Nährstoffrückhalts in Fließgewässern, Feuchtgebieten und Seen. – Stellungnahme, unveröffentlicht.
- Trepel, M. (2009): Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* (2): 211-215.
- Uehlinger U (2006) Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. – *Freshwater Biology* 51: 938-950.
- Van der Lee, G. E. M., Olde Venterink, H. O. & Asselman, N. E. M. (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in The Netherlands. – *River Research and Applications* 20: 315-325.
- Venohr, M. (2006): Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. Dissertation. Berliner Beiträge zur Ökologie 4, Weißensee Verlag, Berlin, 193 S.
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M. & Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. – *International Review of Hydrobiology* 96 (5): 435-483.
- Verhoeven, J. T. A., Arheimer, B., YIN, C. & Hefting, M. M. (2006): Regional and global concerns over wetlands and water quality. – *Trends in Ecology & Evolution* 21 (2): 96-103.
- Viergutz, C., Bergfeld-Wiedemann, T. & Kirchesch, V. (2013): EU-Studie Donau: Gewässergüte des Ist-Zustandes und der verschiedenen Ausbauvarianten. – BfG-1740, Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz.
- Vinten, A. J. A. & Smith, K. A. (1993): Nitrogen cycling in agricultural soils. – In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L. & Trudgill, S.T. (Hrsg.): *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. John Wiley Chichester: 29-73.
- Wagenschein, D. (2006): Einfluss der Gewässermorphologie auf die Nährstoffretention – Modellstudie am Beispiel der mittleren Weißen Elster (Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus). – UFZ-Dissertation 12/2006, 110 S.
- Zarnetske, J. P., Haggerty, R., Wondzell, S. M. & Baker, M.A. (2011): Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. *Journal of Geophysical Research* 116: 1-12.

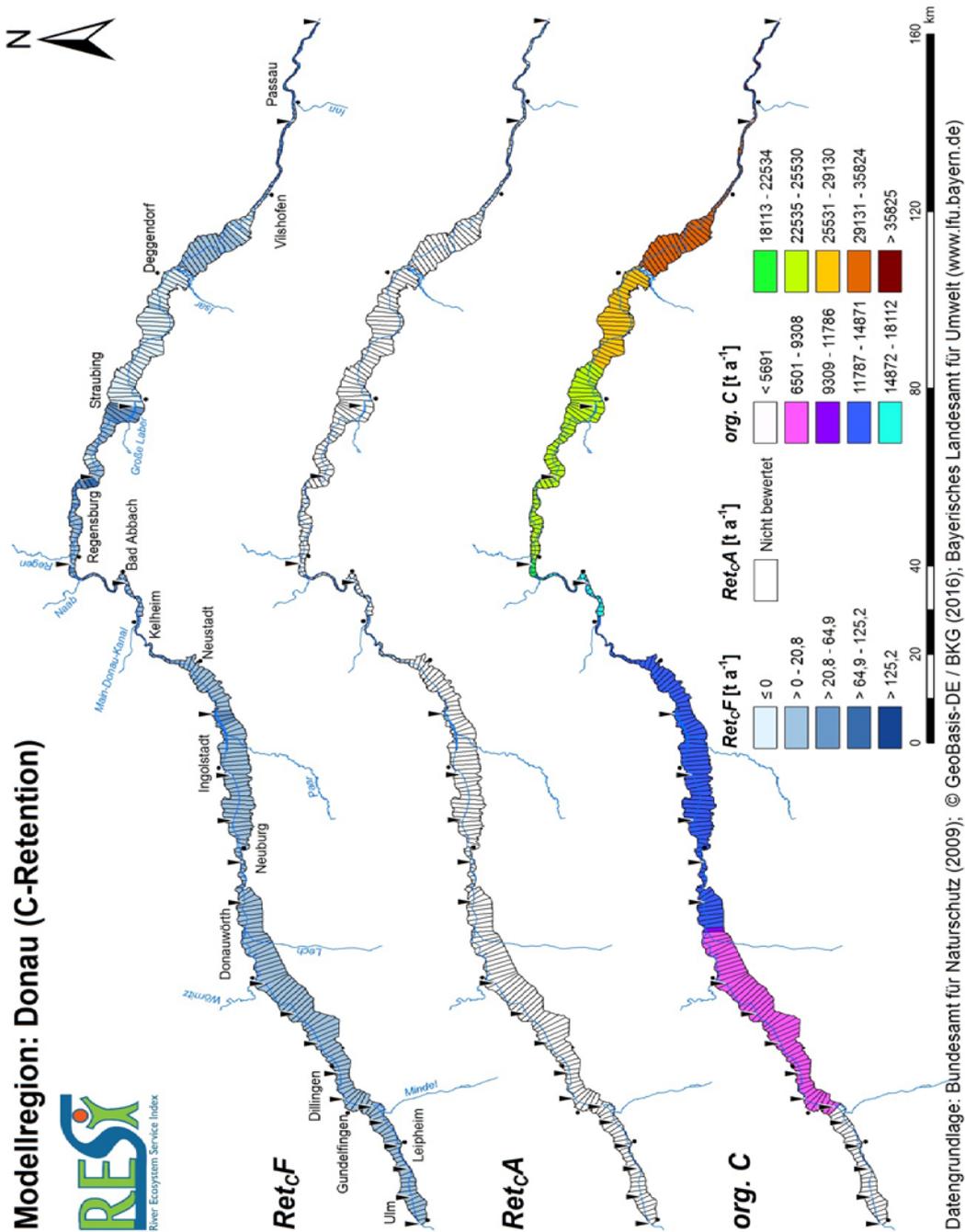
6 Anhänge



Anhang 1: N-Retention im Fluss ( $Ret_{pF}$ ), in der rezenten Aue ( $Ret_{pA}$ ) sowie die N-Fracht (TN) in den 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitten der der Modellregion Donau.



Anhang 2: P-Retention im Fluss (*Ret<sub>p</sub>F*), in der rezenten Aue (*Ret<sub>p</sub>A*) sowie die P-Fracht (TP) in den 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitten der der Modellregion Donau.



Anhang 3: C-Retention im Fluss (*Ret<sub>cF</sub>*), in der rezenten Aue (*Ret<sub>cA</sub>*) sowie die org. C-Fracht (org. C) in den 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitten der der Modellregion Donau.

## Anhang 4: Datenbasis zur Herleitung der Klassengrenzen für die flussinterne N-Retention

Quelle	Methode	Untersuchte Flüsse bzw. Flussabschnitte	Land
Arango et al. 2007	Acetylen Inhibierung	5	USA
Böhlke et al. 2004	in-situ <sup>15</sup> N	1	USA
Böhlke et al. 2009	Open-Channel N <sub>2</sub> , in-situ <sup>15</sup> N, Stoffbilanz, Laborinkubation <sup>15</sup> N, Laborinkubation N <sub>2</sub> , Microkosmos Inkubation	2	USA
Christensen et al. 1990	Acetylen Inhibierung	2	Dänemark
Gardner et al. 2016	Open-Channel N <sub>2</sub>	5	USA
House und Warwick 1998	Stoffbilanz	1	England
Kronvang et al. 2004	Metanalyse	41 Messungen aus 16 versch. Studien	Globale Hochrechnung
Laursen und Seitzinger 2004	Open-Channel N <sub>2</sub>	3	USA
Mulholland et al. 2004	in-situ <sup>15</sup> N	1	USA
Nielsen 1992	Laborinkubation <sup>15</sup> N	1	Schweden
Pattinson et al. 1998	Acetylen Inhibierung	6	England
Pribyl et al. 2005	Open-Channel N <sub>2</sub>	1	USA
Reisinger et al. 2016	Open-Channel N <sub>2</sub> , Laborinkubation N <sub>2</sub>	4	USA
Richardson et al. 2004	Acetylen Inhibierung	1	USA
Ritz 2016	Stoffbilanz	1	Deutschland
Ritz et al. 2018	Open-Channel N <sub>2</sub>	3	Deutschland
Seitzinger 1988	Laborinkubation N <sub>2</sub>	2	USA
Seitzinger et al. 2006	Modellbasierte Abschätzung	/	Globale Hochrechnung
Sjodin et al. 1997	Stoffbilanz	2	USA
Smith et al. 2006	Laborinkubation N <sub>2</sub>	2	USA
Smith et al. 2008	Open-Channel N <sub>2</sub>	2	USA

## Anhang 5: Datenbasis zur Herleitung der Klassengrenzen für die flussinterne C-Retention

Autor	Methode	Untersuchte Flüsse bzw. Flussabschnitte	Land
Battin et al. 2009	Metanalyse	130 publizierte Messungen	Globale Hochrechnung
Cole und Caraco 2001	Metanalyse	1	USA
Ellis et al. 2012	CO <sub>2</sub> Messung	14	Brasilien
Griffith et al. 2012	Open-Channel O <sub>2</sub>	6	USA
Hall et al. 2016	Open-Channel O <sub>2</sub>	14	USA
Hope et al. 2001	CO <sub>2</sub> Messung	3	Schottland
Howarth et al. 1992	Open-Channel O <sub>2</sub>	1	USA
Lauerwald et al. 2015	Modellbasierte Abschätzung	/	Globale Hochrechnung
Minshall et al. 1983	O <sub>2</sub> Bilanz & in-situ Inkubation	4	USA
Richey et al. 1990	O <sub>2</sub> Bilanz & in-situ Inkubation	51	Brasilien
Thomas et al. 2005	Open-Channel O <sub>2</sub>	4	USA
Uehlinger 2006	Open-Channel O <sub>2</sub>	1	Schweiz

**Anhang 6: Literatur zur Herleitung der Klassengrenzen**

- Arango, C. P., Tank, J. L., Schaller, J. L., Royer, T. V., Bernot, M. J. & David, M. B (2007): Benthic organic carbon influences denitrification in streams with high nitrate concentration. – *Freshwater Biology* 52: 1210-1222.
- Battin, T. J., Kaplan, L. A., Findlay, S., Hopkinson, C. S., Marti, E., Packman, A. I., Newbold, J. D. & Sabater, F (2009): Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. – *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- Böhlke, J. K., Antweiler, R. C., Harvey, J. W., Laursen, A. E., Smith, L. K., Smith, R. L. & Voytek, M. A (2009): Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. – *Biogeochemistry* 93: 117-141.
- Böhlke, J. K., Harvey, J. W. & Voytek, M. A. (2004): Reach-scale isotope tracer experiment to quantify denitrification and related processes in a nitrate-rich stream, midcontinent United States. – *Limnology and Oceanography* 49: 821-838.
- Christensen, P. B., Nielsen L. P., Sorensen J. & Revsbech N. P. (1990): Denitrification in nitrate-rich streams: diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. – *Limnology and Oceanography* 35: 640-651.
- Cole, J. J. & Caraco, N. F. (2001): Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. – *Mar Freshwater Res* 52: 101-110.
- Ellis, E. E., Richey, J. E., Aufdenkampe, A. K., Krusche, A. V., Quay, P. D., Salimon, C. & da Cunha, H. B. (2012): Factors controlling water-column respiration in rivers of the central and southwestern Amazon Basin. – *Limnology and Oceanography* 57: 527-540.
- Gardner, J. R., Fisher, T. R., Jordan, T. E. & Knee, K. L. (2016): Balancing watershed nitrogen budgets: accounting for biogenic gases in streams. – *Biogeochemistry* 127: 231-253.
- Griffiths, N. A., Tank, J. L., Royer, T. V., Warrner, T. J., Frauendorf, T. C., Rosi-Marshall, E. J., & Whiles, M. R. (2012): Temporal variation in organic carbon spiraling in Midwestern agricultural streams. – *Biogeochemistry* 108(1-3): 149-169.
- Hall, R. O., Tank, J. L., Baker, M. A., Rosi-Marshall, E. J. & Hotchkiss, E. R (2016): Metabolism, Gas Exchange, and Carbon Spiraling in Rivers. – *Ecosystems* 19: 73-86,
- Hope, D., Palmer, S. M., Billett, M. F. & Dawson, J. J. C. (2001): Carbon dioxide and methane evasion from a temperate peatland stream. – *Limnology and Oceanography* 46: 847-857.
- House, W. A. & Warwick, M. S. (1998): A mass-balance approach to quantifying the importance of instream processes during nutrient transport in a large river catchment. – *Science of the Total Environment* 210: 139-152.
- Howarth, R. W., Marino, R., Garritt, R. & Sherman, D. (1992): Ecosystem respiration and organic carbon processing in a large, tidally influenced river: the Hudson River: 83-102.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M., Hoffmann, C. C. & Nielsen, C. B. (2004): Nutrient retention handbook. Software manual for EUROHARP-NUTRET and scientific review on nutrient retention. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Norway.
- Lauerwald, R., Laruelle, G. G., Hartmann J., Ciais, P. & Regnier, P. A (2015): Spatial pattern in CO<sub>2</sub> evasion from the global river network. – *Global Biogeochemical Cycles* 29: 534-554.

- Laursen, A.E. & Seitzinger, S.P. (2004): Diurnal patterns of denitrification, oxygen consumption and nitrous oxide production in rivers measured at the whole-reach scale. – *Freshwater Biology* 49: 1448–1458.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Cummins, K. W., Bott, T. L., Sedell, J. R., Cushing, C. E., and Vannote, R. L (1983): Interbiome comparison of stream ecosystem dynamic. – *Ecological Monographs* 53: 1-25.
- Moloney, C. L., & Field, J. G. (1989): General allometric equations for rates of nutrient uptake, ingestion, and respiration in plankton organisms. – *Limnology and Oceanography* 34(7): 1290-1299.
- Mulholland, P. J., Valett, H. M., Webster, J. R., Thomas, S. A., Cooper, L. W., Hamilton, S. K. & Peterson, B. J., (2004): Stream denitrification and total nitrate uptake rates measured using a field  $^{15}\text{N}$  tracer addition approach. – *Limnology and Oceanography* 49: 809-820.
- Nielsen, L.P. (1992): Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. – *FEMS Microbiology Letters* 86: 357-362.
- Pattinson, S. N., Garcia-Ruiz, R. & Whitton, BA. (1998): Spatial and seasonal variation in denitrification in the Swale-Ouse system, a river continuum. *Science of the Total Environment* 210: 289–305.
- Pribyl, A.L., McCutchan, J.H., Lewis, W.M. & Saunders, J.F. (2005): Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. – *Biogeochemistry* 73: 439–455.
- Reisinger, A. J., Tank, J. L., Hoellein, T. J. & Hall, Jr. R. O. (2016): Sediment, water column, and open-channel denitrification in rivers measured using membrane-inlet mass spectrometry. *Journal of Geophysical Research: – Biogeosciences*: 1258–1274.
- Richardson, W. B., Strauss, E. A., Bartsch, L. A., Monroe, E. M., Cavanaugh, J. C., Vingum, L., & Soballe, D. M (2004): Denitrification in the upper Mississippi River: rates, controls, and contribution to nitrate flux. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1102–1112.
- Richey, J.E., Melack, J.M., Aufdenkampe, A.K., Ballester, V.M. & Hess, L.L (2002): Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric  $\text{CO}_2$ . – *Nature* 416: 617-620.
- Ritz, S. (2016): In-stream nitrogen retention in a large nitrogen rich river: estimates from open-channel methods. Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg.
- Ritz, S., Fischer, H. & Dähnke, K. (2018): Open-channel measurement of denitrification in a large lowland river. – *Aquatic Sciences* 80: 11, doi.org/10.1007/s00027-017-0560-1.
- Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J. K., Bouwman, A. F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C. & Drecht, G. V. (2006): Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. – *Ecological Applications* 16: 2064-2090.
- Seitzinger, S. P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. – *Limnology and Oceanography* 33: 702-724.
- Sjodin, A. L., Lewis, W. M. & Saunders, J. F. (1997): Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. – *Biogeochemistry* 39: 327-342.
- Smith, L. K., Voytek, M. A., Böhlke, J. K. & Harvey, J. W. (2006): Denitrification in nitrate-rich streams: application of  $\text{N}_2$ : Ar and  $^{15}\text{N}$ -tracer methods in intact cores. – *Ecological Applications* 16: 2191-2207.

## Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

- Smith, T. E., Laursen, A. E. & Deacon, J. R. (2008): Nitrogen attenuation in the Connecticut River, northeastern USA; a comparison of mass balance and N<sub>2</sub> production modeling approaches. – *Biogeochemistry* 87: 311-323.
- Thomas, S. A., Royer, T. V., Snyder, E. B. & Davis, J. C. (2005): Organic carbon spiraling in an Idaho river. – *Aquatic Sciences* 67: 424-433.
- Uehlinger, U. (2006): Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. – *Freshwater Biology* 51: 938-950.