

Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion

Zusammenfassung: Das empirische Nährstoff-Emissionsmodell MONERIS wurde für eine Aktualisierung der Abschätzung der Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Fließgewässer Österreichs genutzt. Um die spezifischen österreichischen Verhältnisse bestmöglich abbilden zu können, war es erforderlich, ausgewählte Berechnungsansätze des Modells zu modifizieren. Dadurch konnte ein deutlich verbesserter Abgleich zwischen den gemessenen und den berechneten Stickstoff- und Phosphorfrachten in den Fließgewässern erreicht werden. Mit den modifizierten Ansätzen wurden für den Referenzzeitraum 2001-2006 die Gesamt-Stickstoff- und -Phosphoremissionen in die Fließgewässer Österreichs berechnet. Unter Berücksichtigung von gewässerinternen Retentionsprozessen wurden die N- und P-Frachten in den Fließgewässern berechnet. Die berechneten Frachten wurden durch eine Erweiterung der Modellansätze in 90 %-Perzentile der $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen umgerechnet und den typspezifischen Richtwerten für den guten ökologischen Zustand (festgelegt in der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer) gegenübergestellt. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der Risikoanalyse des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans NGP 2009 (BMLFUW 2009a) ergab eine gute Übereinstimmung mit den Gewässern, für die auf Grund erhöhter Nährstoffbelastungen ein Risiko besteht, den guten ökologischen Zustand nicht zu erreichen. Szenarienberechnungen zeigen, dass zum Schutz lokaler Gewässer in erster Linie bei Verminderung von diffusen Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft anzusetzen ist. Erhöhte Anforderungen an Punktquellen können hier höchstens in Einzelfällen zu

einer Verbesserung der Situation beitragen. Zur Reduktion des Nährstofftransportes in die Meere hat eine weitere Verschärfung der Emissionsanforderungen an die Punktquellen (neben Maßnahmen in der Landwirtschaft) eine Wirksamkeit hinsichtlich der Reduktion der Frachten etwa 10 % für Stickstoff bzw. 15 % für Phosphor. Die Modellierung von Nährstoffemissionen und -immissionen in Österreich konnte auch genutzt werden, um für die Szenarien des Projektes „Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit“ (GERN) Nährstoffemissionen, Gewässerfrachten und Gewässerkonzentrationen zu berechnen.

Headline english: Nitrogen and phosphorus emissions to Austria's rivers and reduction possibilities

Summary: The empirical nutrient emission model MONERIS has been used for an updated assessment of the nitrogen and phosphorus emissions to Austria's rivers and streams. Selected existing model approaches were modified to meet the specific conditions in Austria so as to ensure optimal model results. This substantially improved the model performance in terms of deviation between calculated and measured nitrogen and phosphorus loads in rivers. Using the modified approaches total nitrogen and phosphorus emissions to surface waters in Austria for the reference period 2001-2006 we calculated. Nitrogen and phosphorus loads were calculated with consideration of in-stream retention processes in water bodies. Extending the model approaches, the calculated loads were converted into 90% percentiles of the $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations and compared to type-specific reference conditions for the good ecological status as laid down in the Austrian Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (Directive on Ecological Surface water Quality Objectives). Comparison with the results of the risk analyses of the Austrian Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan (National River Basin Management Plan), NGP 2009 (BMLFUW 2009a) showed a good agree-

ment for those water bodies, which are at risk not to meet the good ecological status due to elevated nutrient loads. Scenario calculations have shown that the reduction of diffuse emissions from agricultural sector should be a prime target for seeking to protect local water bodies. Increased requirements for point sources might only improve the situation in individual cases, if at all. Nutrient transport to the seas can be reduced by further restrictions for emissions from point sources (besides taking measures in agricultural sector) by about 10% for nitrogen and by about 15% for phosphorus loads. The modeling of nutrient emissions and loads in Austria were also used by serving as a basis for calculating nutrient emissions, in-stream loads and concentrations in surface waters for the scenarios of the Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit – GERN (Healthy Nutrition and Sustainability) project.

1. Einleitung

Mit der Veröffentlichung der Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne 2009 ist in den europäischen Mitgliedsstaaten ein weiterer, wichtiger Schritt im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EC gelungen. Der NGP 2009 (BMLFUW 2009a) schreibt Maßnahmenprogramme zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potentials für die Gewässer fest. Zukünftig ist eine Aktualisierung des NGP alle 6 Jahre vorgesehen.

Für den Teil der österreichischen Gewässer, welche sich derzeit nicht im guten oder sehr guten Zustand befinden, sind Maßnahmen überwiegend im Bereich der Hydromorphologie zu setzen. Für 11 % der österreichischen Wasserkörper weist der NGP ein Risiko aus, den guten Zustand bis 2015 für allgemein chemisch-physikalische Parameter nicht zu erreichen. Für weitere 9 % der Wasserkörper ist das Risiko nicht einstuftbar. Teilweise beruht diese Risikoausweisung auf Problemen mit der saprobiellen Gewässergüte, überwiegend aber auf erhöhten Nährstoffbelastungen.

¹ Umweltbundesamt Wien

² Technische Universität Wien, Institut für Wasser-
güte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

³ Technische Universität Wien, Institut für Wasser-
bau und Ingenieurhydrologie

⁴ Centre for Water Resource Systems (CWRS) at
the Vienna University of Technology

Im Sinne der regelmäßigen Überarbeitung der Maßnahmenprogramme ist auch eine Aktualisierung der Bewertungsgrundlagen – der Abschätzung der Art und des Ausmaßes von signifikanten anthropogenen Belastungen notwendig. Für stoffliche Belastungen sind dies punktförmige und diffuse Stoffeinträge in die Fließgewässer. Das Ausmaß von Punkteinleitungen kann messtechnisch erfasst werden. Der überwiegende Anteil der Nährstoffbelastungen wird jedoch diffus über verschiedenste Eintragspfade eingetragen. Deren Beitrag kann in Abhängigkeit der lokalen morphologischen und hydrologischen Bedingungen sowie aufgrund der Landnutzung stark variieren. Darüber hinaus unterliegen die Emissionen generell Retentions- bzw. Abbauprozessen mit ausgeprägt lokaler und saisonaler Variabilität. Die Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Emissionen und Immissionen und deren Quantifizierung auf der Ebene von Einzugsgebieten ist somit nur über Modellansätze möglich.

Für die Abschätzung von Stickstoff- und Phosphoremissionen in Fließgewässer wurde Ende der 1990er Jahre in Deutschland das empirische Modell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions to River Systems) speziell für die Bilanzierung großer Flusseinzugsgebiete (Behrendt et al. 1999) entwickelt. Im Laufe der Zeit wurde das Modell in vielen Flusseinzugsgebieten erfolgreich für Emissionsabschätzungen eingesetzt. Für die österreichischen Gewässer fand eine erstmalige Anwendung des MONERIS-Modells zur Abschätzung der Stickstoff- und Phosphoremissionen auf nationaler Ebene 2005 statt (Windhofer et al. 2005). Bei der Anwendung für Österreich zeigte sich, dass das Modell für die Abschätzung der Nährstoffemissionen in die Fließgewässer grundsätzlich geeignet ist, jedoch durch den ausgeprägt alpinen Charakter der österreichischen Flusseinzugsgebiete – das Modell wurde für große Flusseinzugsgebiete im Nordostdeutschen Tiefland entwickelt – Bedarf zur Anpassung verschiedener Berechnungsansätze besteht.

Im Zeitraum 2008–2010 wurde mit einer Finanzierung des Lebensministeriums ein Projekt in Zusammenarbeit der TU Wien mit dem Umweltbundesamt durchgeführt, welches

- die Aktualisierung der Berechnungen der Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer Österreichs,
- die Aktualisierung und Zusammenführung der für die Berechnung notwendigen Eingangsdaten,

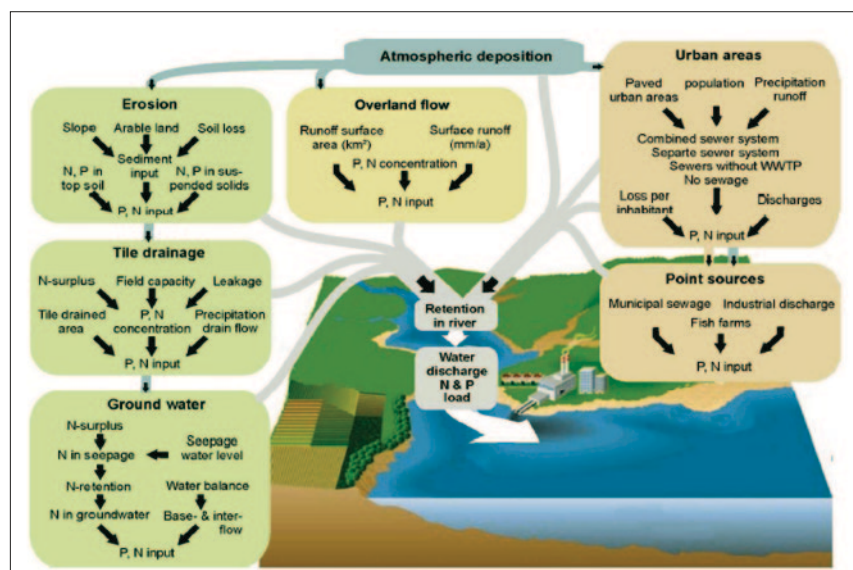


Abb. 1: Eintragspfade und Prozesse bei der Betrachtung des Nährstoffeintrags in Gewässer (aus Venohr et al. 2009)

- die Neuabgrenzung der Einzugsgebiete (räumliche Verfeinerung der Betrachtungsebene gegenüber der Erstanwendung 2005),
- die Anpassung und Verbesserung der in MONERIS verwendeten Berechnungsansätze an spezifische, österreichische Verhältnisse,
- die Abschätzung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Nährstoffemissionen für ganz Österreich anhand von Szenarienbetrachtungen und
- die Übertragung von emissionsseitigen Berechnungen auf eine immissionsseitige, konzentrationsbasierte Betrachtungsweise zum Ziel hatte.

Die Darstellung der wesentlichsten Ergebnisse dieses Projektes ist Gegenstand dieser Veröffentlichung.

2. Methoden

2.1. Das MONERIS-Modell

Das MONERIS-Modell ist ein empirisches Modell, das auf Basis von langjährigen Zeitreihen die Stickstoff- und Phosphoremissionen über 7 Eintragspfade in die Fließgewässer berechnet.

Folgende Berechnungspfade werden berücksichtigt:

- Atmosphärische Deposition (Direkteintrag auf Wasseroberflächen)
- Abschwemmung von unbefestigten Flächen (Transport gelöster Komponenten)
- Erosion (Transport partikulärer Komponenten)

- Einträge aus Drainagen
- Einträge über das Grundwasser
- Einträge aus urbanen Gebieten bzw. Siedlungsgebieten (Mischwasserentlastung, Emissionen über Regenkanäle und von nicht an die Kanalisation angeschlossenen EinwohnerInnen)
- Einleitungen aus Punktquellen (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter)

Für jedes betrachtete Einzugsgebiet werden die Gesamt-Stickstoff- (TN) und Gesamt-Phosphoremissionen (TP) über die 7 Eintragspfade in die Gewässer berechnet. Für die Gesamtemissionen wird eine Retention im Gewässer berücksichtigt, so dass die berechneten Immissionen mit den aus Messungen im Gewässer hergeleiteten Frachten zum Zweck des Modellabgleichs verglichen werden können. Gewässerfrachten werden für die Parameter Gesamtstickstoff (TN), gelöster anorganischer Stickstoff ($DIN = NO_3\text{-N} + NO_2\text{-N} + NH_4\text{-N}$) und Gesamtphosphor (TP) berechnet.

Die Basis für die Berechnung der Emissionen in den Einzugsgebieten ist die Wasserbilanz. Mit Hilfe empirischer Ansätze wird der Anteil des oberflächlichen Abflusses von unbefestigten Flächen, des Abflusses über Drainagen und des Abflusses von versiegelten, urbanen Flächen ermittelt. Hinzu kommt die Wassermenge, die über Punktquellen in einem Einzugsgebiet emittiert wird. Der Abfluss über das Grundwasser (inklusive Interflow) ergibt sich aus der Differenz des Gesamtabflusses im Einzugsgebiet (= gemessener

Abfluss) und den rechnerisch ermittelten Abflüssen der übrigen Eintragspfade.

Die ermittelten Abflüsse für jeden Eintragspfad werden mit berechneten Stickstoff- (N) oder Phosphorkonzentrationen (P) (Drainagen, Abschwemmung, Grundwasser) bzw. mit dem N- und P-Gehalt transportierter Sedimentfrachten (Erosion) multipliziert und so die Fracht berechnet, die über den jeweiligen Eintragspfad in die Gewässer emittiert wird. Ausgehend von Bodenabtragskarten (BAW und WPA, 2009) und einer empirisch abgeleiteten Formel für die „sediment delivery ratio“ (Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht) wird der Sedimenteintrag über die Erosion errechnet. Die Kurzdarstellung des Stoffeintrages über die einzelnen Pfade kann Abbildung 1 entnommen werden. Umfassend werden die Modellberechnungen in Venohr et al. (2009) erläutert.

2.2. Vom Eintragspfad zur Quelle

Die Berechnungen der Emissionen erfolgen im MONERIS-Modell grundsätzlich auf Basis der Eintragspfade. Die Emissionen können zur Verdeutlichung ihrer Herkunft jedoch auch verschiedenen Quellen zugeordnet werden. Im Rahmen der hier durchgeführten Betrachtungen wurden drei Hauptquellen für Stickstoff- und Phosphoreinträge in einem Einzugsgebiet unterschieden: „Kommunen und Industrie“, „Landwirtschaft“ und „natürlicher Hintergrund“.

Bei den Einträgen über Kommunen und Industrie wird zwischen Einträgen über Punkteinleitungen (kommunale Kläranlagen und Kläranlagen industrieller Direkteinleiter) und sonstigen Einträgen über den Wasserpfad (Mischwasserentlastung, Emissionen über Regenkanäle sowie von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern) unterschieden. Beim Stickstoff sind Kommunen und Industrie zusätzlich noch als Quellen von Einträgen, welche über den Luftpfad transportiert werden, zu berücksichtigen. Dabei handelt es sich um die NO_x -Emissionen aus Verkehr, Industrie und Hausbrand, welche über Deposition auf Wald und offene Flächen oder über Depositionen auf landwirtschaftliche Flächen zur Gewässeremission beitragen und bei der Quell-Zuordnung entsprechend ausgewiesen werden können (siehe Abbildung 8).

Bei der Landwirtschaft als Quelle für Nährstoffemissionen kann zwischen Emissionen über Drainagen aus landwirtschaftlichen Flächen und Emissionen,

welche aufgrund der Landwirtschaft (z.B. Düngemittelaufbringung, Anbau von N-fixierenden Kulturen) über Grundwasser und Oberflächenabschwemmung oder Erosion zu Emissionen führen, unterschieden werden. Beim Stickstoff ist wiederum der Transport über den Luftpfad zu berücksichtigen, wobei die NH_x -Abgasungen aus der Viehzucht die Quelle darstellen. Über Deposition auf Wald und offene Flächen oder über Depositionen auf landwirtschaftliche Flächen können auch diese Quellen zu Gewässeremission beitragen und bei der Quell-Zuordnung entsprechend ausgewiesen werden.

Die Nährstoffbelastung aus dem Hintergrund wird über ein Szenario ohne menschliche Einwirkung abgeschätzt. Als Quellen dienen hier Verwitterung von Gesteinen sowie atmosphärische (z.B. Blitze) oder biologische Bildung (N-Fixierung), welche über Erosion, Oberflächenabschwemmung oder das Grundwasser in die Fließgewässer eingetragen werden.

2.3. Benötigte Eingangsdaten

Für die Anwendung von MONERIS ist ein umfangreicher Datensatz erforderlich. Folgende Informationen werden benötigt:

- Digitales Höhenmodell zur Abgrenzung der Einzugsgebiete (vorzugsweise erfolgt die Abgrenzung an den Stellen, wo sich Gütemessstellen in Fließgewässern befinden)
- Informationen über Bodenkennwerte und Bodenabtrag
- Informationen zur Landnutzung, Bewirtschaftung von Ackerflächen (Kulturarten, Erträge) und Viehzahlen
- Mittlere jährliche Wasserbilanzkomponenten (Niederschlag, Verdunstung, Abfluss)
- Hydrogeologische Informationen
- Informationen zur Art der Abwasserentsorgung (Anteil der an die Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung, Typ des Kanalnetzes (Misch- oder Trennsystem) und Auslegung des Mischwasserrückhaltes im Falle eines Mischsystems)
- Informationen zu Punktquellen (mittlere jährliche Wassermenge, mittlere jährliche Emissionsfrachten (N und P))
- Informationen über die atmosphärische Deposition
- Gemessene Nährstoffkonzentrationen (N, P) in Fließgewässern
- Gemessene Abflüsse an den Gütemessstellen nahegelegenen Pegeln

Die genannten Informationen werden über GIS-Verschneidungen bzw. über Bilanzierungen so aufbereitet, dass für jedes betrachtete Einzugsgebiet (analytical unit) die flächenspezifischen Informationen in der notwendigen Form vorliegen.

2.4. Verbesserung der Datengrundlage

Gegenüber der ersten MONERIS Anwendung in Österreich 2005 wurde sowohl die Qualität der verfügbaren Eingangsdaten verbessert als auch die räumliche Betrachtungsebene (Abgrenzung der Einzugsgebiete) erhöht. Die wesentlichen Neuerungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Neuabgrenzung der räumlichen Betrachtungsebene resultiert in einer durchschnittlichen Einzugsgebietsgröße von ca. 230 km² mit minimalen und maximalen Einzugsgebietsgrößen von ca. 10 km² bis 1.000 km²; somit vergrößert sich die Anzahl der in Österreich betrachteten Einzugsgebiete von 77 (2005: mittlere Einzugsgebietsgröße ca. 1.200 km²) auf 367
- Informationen zu Einzugsgebieten außerhalb Österreichs (Deutschland, Tschechien, Slowakei, Italien), die aufgrund Ihrer Lage im Oberlauf für die Berechnungen berücksichtigt werden müssen, wurden aus einer donauweiten MONERIS-Version der internationalen Donau-Schutzkommission übernommen (ICPDR 2009)
- Für Landnutzungsinformationen wurde der Datensatz aus Corine Land Cover 2006 verwendet
- Digitale Höhenmodelle wurden für die Abgrenzung der Einzugsgebiete im 70 m-Raster sowie für die Bestimmung von mittleren Hangneigungen im 1.000 m-Raster genutzt
- Informationen zum Bodenabtrag wurden in Form einer Bodenabtragskarte (mittlerer jährlicher Bodenabtrag für 2004 und 2008) vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt zur Verfügung gestellt (BAW und WPA, 2009)
- Informationen zu Bodentypen sowie zu Anteilen von Ton, Schluff und Sand wurden aus den eBOD-Daten (BFW, 2007) ermittelt
- BORIS-Daten (BORIS, 2010) wurden genutzt, um die mittlere P-Hintergrundbelastung (Waldstandorte) für Österreich auszuweisen
- Informationen zu angebauten Kulturarten für einzelne Jahre des Betrachtungszeitraumes auf Ebene der Katast-

ralgemeinden sowie zu Viehzahlen auf Gemeindeebene wurden über die IN-VEKOS-Datenbank (BMLFUW, 2009b) bereitgestellt

- Informationen über mittlere jährliche Wasserbilanzkomponenten in allen betrachteten Einzugsgebieten wurden für den Untersuchungszeitraum (2001 bis 2006) anhand eines kalibrierten und validierten Wasserbilanzmodells (Parajka et al. 2005) auf Basis von regionalisierten Niederschlags- und Evaporationsdaten berechnet

2.5. Adaptierung von Berechnungsansätzen

Bei der Anwendung von MONERIS im Jahr 2005 hatte sich gezeigt, dass die Abschätzung der Nährstoffemissionen für größere Einzugsgebiete generell erfolgreich durchgeführt werden konnte, jedoch durch den ausgeprägten alpinen Charakter einiger österreichischer Flusseinzugsgebiete Bedarf zur Anpassung von Berechnungsansätzen besteht. Im Zusammenhang mit der deutlichen, räumlichen Verfeinerung im Zuge der Neuberechnungen war zu erwarten, dass die Defizite der Berechnungsansätze in kleineren, ausschließlich alpinen Einzugsgebieten zu einer stärkeren Ungenauigkeit führen können.

Als Ergebnis der Berechnungen 2005 wurde der Verbesserungsbedarf neben anderen Defiziten vor allem in der:

- Abschätzung der Phosphoremissionen über den Oberflächenabfluss in hochalpinen Bereichen und bei Hintergrundemissionen
- Abschätzung der Stickstoffemissionen über Deposition, den Oberflächenabfluss in hochalpinen Bereichen und bei Hintergrundemissionen

festgestellt. Die durchgeführten Adaptierungen für Nährstoffeinträge aus Gebirgsflächen sollen hier kurz dargestellt werden. Details werden in (Zessner et al. 2011a) und (Zessner et al. 2011b) erläutert.

Um verbesserte Ansätze zur Berechnung von Nährstoffeinträgen aus Gebirgsflächen ableiten zu können, wurden 29 österreichische und 6 bayrische Testeinzugsgebiete für detaillierte Untersuchungen ausgewählt. Die Auswahl der Testgebiete erfolgte nach folgenden Kriterien:

- Geschlossene Einzugsgebiete, bei denen die Gebirgsflächen dominieren
- Einzugsgebietsfläche bis 400 km²
- Gute Datenlage bezüglich der Messung von Nährstoffparametern (TP, PO₄-P,

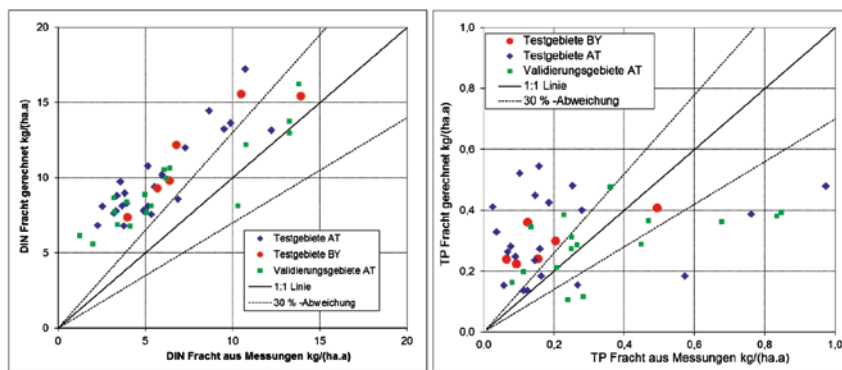


Abb. 2: Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten flächenspezifischen Stickstoff- (DIN) und Phosphor- (TP) Gewässerfrachten der ausgewählten Testgebiete in Österreich (AT) und Bayern (BY) vor der Änderung von Berechnungsansätzen

NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N), Temperatur, pH-Wert und Schwebstoffen (SS) in den Fließgewässern. Als gute Datenlage werden zumindest 12 Messungen pro Jahr über zumindest 3 Jahre verstanden

- Verfügbarkeit von Tagesdaten der Abflüsse am Gebietsauslass über zumindest 15 Jahre, welche den Zeitraum der Messungen der Gütedaten beinhalten. Gütemessungen und Abflussmessungen sollten möglichst am gleichen Ort durchgeführt werden. Falls dies nicht der Fall ist, wurde eine Abweichung der Einzugsgebietsfläche des Abflusspegels vom Gütepegel von 15 % als zulässig empfunden
- Keine oder geringe landwirtschaftliche Aktivität im Einzugsgebiet
- Geringe Siedlungsdichte und geringer Einfluss von Punkteinleitungen auf die Nährstofffrachten in den Fließgewässern

Weitere 20 Einzugsgebiete mit relevantem Einfluss von Einträgen aus alpinen Flächen konnten zur Validierung der entwickelten Ansätze genutzt werden.

Der Vergleich von gemessenen mit den berechneten Gewässerfrachten vor den Änderungen der Berechnungsansätze ist in *Abbildung 2* dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass es zu erheblichen Abweichungen zwischen den über Messungen abgeleiteten und den modellierten (gerechneten) Frachten kommt.

Für den anorganischen gelösten Stickstoff (DIN) kommt es vor allem bei geringen flächenspezifischen Frachten zu einer deutlichen Überschätzung durch die Modellierung. Mit zunehmenden flächenspezifischen Frachten nehmen die Abweichungen tendenziell ab. Beim Gesamtphosphor (TP) werden vor allem einige sehr hohe flächenspezifische Gewässerfrachten zwischen 0,5-9 kg/(ha.a) aus vergletscherten Einzugsgebieten (in *Abbildung 2* teilweise nicht dargestellt) durch die Modellierung nicht abgebildet. Bei geringen flächenspezifischen Frachten kommt es dagegen zumeist zu einer Überschätzung durch die Modellierung.

Die notwendigen und aus der Modellstruktur abgeleiteten Modifikationen der in MONERIS verwendeten Berechnungsansätze betrafen im Detail für Stickstoff folgende Aspekte:

Die notwendigen und aus der Modellstruktur abgeleiteten Modifikationen der in MONERIS verwendeten Berechnungsansätze betrafen im Detail für Stickstoff folgende Aspekte:

- Verbesserte Implementierung der N-Bilanz für nicht landwirtschaftlich genutzte Standorte
- Adaptierung des Ansatzes zur Abschätzung des Abflusses aus der Schneeschmelze
- Adaptierung des Ansatzes zur Berechnung der Denitrifikation im Untergrund alpiner Gebiete
- Höhenabhängige Anpassung der N-Deposition

Zur Quantifizierung der Phosphoreinträge in Fließgewässer aus Gebirgsflächen sind als Eingangsparameter vor allem der Schwebstoffabtrag, die P-Konzentration in Schwebstoffen sowie die P-Konzentrationen im Grundwasser und Oberflächenabfluss relevant. Folgende Modifikationen der in MONERIS verwendeten Berechnungsansätze wurden durchgeführt:

- Adaptierung der Berechnung des Schwebstoffeintrags aus offenen Flächen (darunter werden alle Flächen ohne landwirtschaftliche Nutzung oder Waldbestand verstanden) mit Unterscheidung zwischen vergletscherten und nicht vergletscherten Flächen
- Adaptierung der P-Gehalte in den Schwebstoffen aus Gebirgsflächen mit Unterscheidung der geologischen Gegebenheiten

- Adaptierung der P-Gehalte aus Waldstandorten
- Adaptierung der P-Konzentrationen im Grundwasser und Oberflächenabfluss mit Unterscheidung der geologischen Gegebenheiten

Durch die oben beschriebenen Modifikationen in den MONERIS Berechnungsalgorithmen wurde eine deutliche Verbesserung der Modellanpassung erreicht (Abbildung 3). Durch die Modifizierung der Berechnungsansätze konnte die systematische Überschätzung der N-Frachten in alpinen Einzugsgebieten behoben werden, so dass sich insgesamt eine zufriedenstellende Anpassung ergibt. Die Abweichung zwischen gemessenen und gerechneten Frachten liegt für DIN-Frachten überwiegend unter 30%. Beachtet man die für MONERIS häufig beobachtete, große Streuung der berechneten und gemessenen TP-Frachten, kann man von einer guten Anpassung sprechen. Auch nach der Modifikation der wesentlichen Ansätze treten in einigen Einzugsgebieten noch Abweichungen von $\pm 30\%$ auf. Hierbei handelt es sich um Einzugsgebiete, bei denen spezifische Eigenschaften (z.B. geringere P-Gehalte in Schwebstoffen) vorliegen, die durch generelle Modellansätze nicht abgebildet werden können. Eine weitere Erklärung sind Ungenauigkeiten bei den Frachterhebungen, denen beim Phosphor durch den diskontinuierlichen Transport eine nicht zu unterschätzende Bedeutung zukommt.

2.6. Umrechnung von modellierten Frachten in Konzentrationen

Die Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG (BGBl. II Nr. 99/2010 i.d.F. BGBl. II Nr. 461/2010)) legt in Österreich typspezifische Richtwerte für den guten bzw. den sehr guten Zustand hinsichtlich der Nährstoffe Nitrat und Orthophosphat fest. Diese Richtwerte sind als 90%-Perzentile (C-90%) zu überwachen.

Im MONERIS-Modell werden in erster Linie Frachten von TN, DIN und TP in den Fließgewässern modelliert. Sollen die Modellergebnisse genutzt werden, um Aussagen zur Bedeutung unterschiedlicher Quellen und Eintragspfade für die lokale Gewässergüte zu machen bzw. Maßnahmenpläne auf ihre Wirksamkeit in Hinblick auf die Einhaltung von Richtwerten für Nährstoffparameter zu evaluieren, so ist es erforderlich, die Modellergebnisse auf Gewässerkonzentrationen umzule-

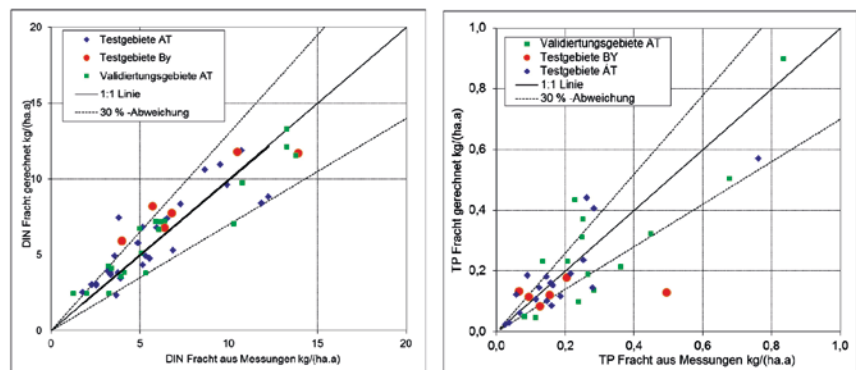


Abb. 1: Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten (modellierten) flächenspezifischen Stickstoff- (DIN) und Phosphor- (TP) Gewässerfrachten der ausgewählten Testgebiete in Österreich (AT) und Bayern (BY) nach den Anpassungen in den Berechnungsansätzen

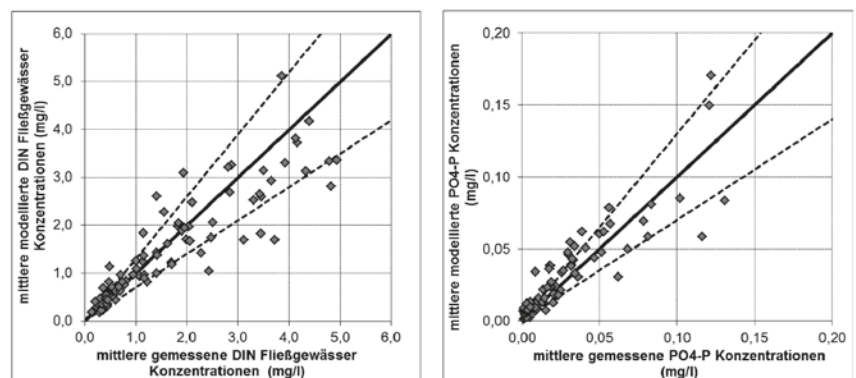


Abb. 4: Gegenüberstellung von gemessenen und modellierten mittleren DIN und PO₄-P Konzentrationen in österreichischen Gewässern

gen. Somit sind die Modellergebnisse ebenfalls als 90%-Perzentile der Konzentrationen auszuweisen. Die Ableitung des verwendeten Ansatzes wird in (Zessner et al. 2011b) detailliert dargelegt und hier nur kurz erläutert.

Für den Stickstoff werden die Modellergebnisse als DIN Frachten ausgewiesen. Die Daten für Stickstoffparameter, die auf Basis der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) in den österreichischen Fließgewässern erhoben wurden, zeigen, dass in den österreichischen Gewässern Nitrat durchwegs deutlich mehr als 90% der DIN-Konzentrationen ausmacht. Für die weiteren Berechnungen wurde daher NO₃-N gleich DIN gesetzt.

Aus den modellierten DIN-Frachten wurden mittels Division durch den mittleren Abfluss Mittelwerte der modellierten DIN-Konzentration errechnet. Auf Basis von Gegenüberstellungen der Mittelwerte und 90%-Perzentile der gemessenen NO₃-N-Konzentrationen an den GZÜV-Messstellen wurde ein Transferkoeffizient (1,35) abgeleitet und dieser zur Umrechnung der modellierten Konzentrationen

(Mittelwert) auf 90%-Perzentile verwendet.

Für Phosphor war die Situation deutlich schwieriger, da Richtwerte in der QZV Ökologie als 90% Perzentile für PO₄-P festgelegt sind. Das MONERIS-Modell modelliert dagegen TP-Frachten (die Summe aus gelöstem und partikulärem Phosphor). Die gelöste P-Fracht lässt sich aus den MONERIS-Berechnungen nicht ohne weiteres ableiten. Ein entsprechender Ansatz musste daher entwickelt werden. Vor erst musste berücksichtigt werden, in welcher Form die Emission über die einzelnen Eintragspfade erfolgt. Ausschließlich oder weitgehend in gelöster Form („gelöster Phosphor“) erfolgen die Emissionen über die Eintragspfade Grundwasser, Oberflächenabschwemmung, Punkteinleitungen, urbane Systeme und Drainagen. In partikulärer Form werden die Emissionen über die Erosion und weitgehend über die Deposition eingetragen. Betrachtet man alle österreichischen Gewässer, an denen ein Pegelabgleich für gelösten P möglich ist (n = 101), so zeigt sich, dass die beste Anpassung mit der Annahme erreicht werden kann, dass die Netto-Umwandlung von

gelöstem P ($TP_{\text{filtriert}}$) in Gesamtposphor ($TP_{\text{nicht filtriert}}$) (Algenaufnahme, Adsorption, Fällung minus Rücklösung = „Netto-Retention“ von gelöstem Phosphor) der über den MONERIS-Ansatz ermittelten Retention für Gesamtposphor ($TP_{\text{nicht filtriert}}$) entspricht. Zudem wird angenommen, dass 50 % dieses Phosphors in den Gewässern rückgelöst („löslicher Phosphor“) wird und so zu einem Transport an gelöstem Phosphor beiträgt, welcher aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen stammt. Weiters lässt sich eine geringfügige Verbesserung des Pegelabgleiches erreichen, wenn davon ausgegangen wird, dass nicht die gesamten Emissionen aus dem Abwasserbereich in gelöster Form vorliegen, sondern lediglich 80 % der P-Emissionen aus Punkteinleitungen und 70 % der Einträge aus urbanen Gebieten (Mischwasserentlastungen, Emissionen aus Regenkanälen, Emissionen von nicht an den Kanal angeschlossenen Einwohnern).

Die gelösten P-Komponenten beinhalten neben $PO_4\text{-P}$ auch einen Anteil an organisch gebundenem Phosphor. Basierend auf GZÜV-Messergebnissen konnte ein mittlerer Umrechnungsfaktor von gelöstem Phosphor ($TP_{\text{filtriert}}$) auf $PO_4\text{-P}$ (0,76) und in weiterer Folge ein mittlerer Umrechnungsfaktor von mittleren $PO_4\text{-P}$ -Konzentrationen auf 90 %-Perzentile (1,7) abgeleitet werden. Die Umrechnung der modellierten Frachten in 90 %-Perzentile der Konzentration erfolgte analog der Vorgehensweise für den Stickstoff. *Abbildung 4* zeigt eine Gegenüberstellung der modellierten und gemessenen mittleren DIN (entspricht etwa $NO_3\text{-N}$) und $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Vergleich von berechneten und gemessenen Konzentrationen (Pegelabgleich)

Die oben beschriebenen Modifikationen in den Berechnungsansätzen wurden für alle Einzugsgebiete übernommen. Die Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Fließgewässer wurden mit den modifizierten Ansätzen für den Zeitraum 2001-2006 berechnet. *Abbildung 4* zeigt die Modellanpassung. Für DIN liegt die Abweichung der modellierten Werte von den Gemessenen bei einem Großteil der Messstellen in einem Bereich von $\pm 30\%$. Über- und Unterschreitungen der Messwerte treten in gleicher Weise auf. Ein systematischer Fehler ist damit nicht zu erkennen. Auch für die mittleren $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen liegt die

Abweichung zwischen gemessenen und modellierten Werten zumeist unter $\pm 30\%$. Speziell bei sehr geringen Konzentrationen kommt es jedoch vermehrt zu höheren Abweichungen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Modifikation der Algorithmen und Eingangsparameter für den alpinen Raum zu einer erheblichen Verbesserung der Modellanpassung führen, jedoch auch für die nicht alpinen Einzugsgebiete zum Teil noch immer erhebliche Abweichungen zwischen modellierten und gemessenen Frachten bzw. Konzentrationen auftreten. Daraus kann gefolgert werden, dass weitere Verbesserungen der Modellierung, insbesondere beim Erosionsansatz und in Hinblick auf die Verfügbarkeit (bzw. Löslichkeit) des über Erosion eingetragenen Phosphors, anzustreben wären.

Generell kann die Situation in den unterschiedlichen Regionen Österreichs weitgehend abgebildet werden. Auf Basis der Modellergebnisse lässt sich somit die Wirksamkeit von Emissionsveränderungen auf die Immissionssituation für unterschiedliche Regionen Österreichs ableiten. Im Falle von einzelnen Einzugsgebieten können jedoch auch erhebliche Abweichungen zwischen den Modellergebnissen und den gemessenen Frachten oder Konzentrationen auftreten, die in der Regel auf gebietspezifischen Besonderheiten beruhen und die im Modell nicht berücksichtigt werden (z.B. Eingriffe in die Wasserbilanz durch Einzugsgebietsübergreifende Zu- oder Ausleitungen). In diesen Fällen muss die Übereinstimmung der Eingangsdaten mit der tatsächlichen Situation des Einzugsgebietes im Detail überprüft werden.

3.2. Berechnete Gesamtemissionen und Anteile der Eintragspfade

Mit Hilfe des MONERIS-Modells wurden für ganz Österreich für den Betrachtungszeitraum 2001-2006 Gesamt-Stickstoffemissionen in Höhe von rund 80.000 Tonnen pro Jahr sowie Gesamt-Phosphoremissionen in der Höhe von rund 4.300 Tonnen pro Jahr in die Fließgewässer der verschiedenen Flusseinzugsgebiete berechnet. Dem stehen, unter Berücksichtigung gewässerinterner Retentions- bzw. Denitrifikationsprozesse berechnete, über Fließgewässer aus Österreich exportierte Nettofrachten von rund 69.000 Tonnen DIN pro Jahr bzw. von rund 3.400 Tonnen TP pro Jahr gegenüber.

Hinsichtlich der prozentuellen Anteile der Eintragspfade an den Gesamtemissio-

nen ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen den Stickstoffemissionen und den Phosphoremissionen (*siehe Tabelle 1*). Während der überwiegende Anteil der Gesamt-Stickstoffemissionen mit 56 % über das Grundwasser in die Fließgewässer eingetragen wird, gelangt der größte Anteil der Gesamt-Phosphoremissionen in partikulärer Form über Erosion (42 %) in die Fließgewässer. Bei getrennter Betrachtung der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen und natürlich bedeckten Flächen fällt auf, dass der Anteil der Erosion von natürlich bedeckten Flächen insgesamt höher ausfällt. Der Grund dafür liegt in den sehr hohen flächenspezifischen Frachten, die aus den hochalpinen Regionen im Zentralalpenbereich stammen.

Die Anteile der Punktquellen an den Gesamtemissionen bewegen sich für Stickstoff und Phosphor mit 20 % bzw. mit 26 % in ähnlichen Größenordnungen. Entsprechend dominieren die diffusen Einträge mit 80 % bzw. 74 % die Nährstoffemissionen deutlich. Für die Stickstoffemissionen ist der Oberflächenabfluss mit 13 % ebenfalls ein signifikanter Eintragspfad. Alle übrigen Eintragspfade sind mit Anteilen $<4\%$ höchstens regional von Bedeutung. Für die Phosphoremissionen sind die Anteile des Grundwassers und der urbanen Flächen noch im zweistelligen Prozentbereich. Die Anteile der übrigen Eintragspfade sind mit $\leq 6\%$ allenfalls regional von Bedeutung.

3.3. Regionale Verteilung der modellierten Fließgewässer-Konzentrationen

Die regionale Verteilung der berechneten DIN-Konzentrationen pro Einzugsgebiet mit der Angabe der Hauptquelle für die Emissionen ist in *Abbildung 5* dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht die folgenden Aussagen:

- Die berechneten DIN-Konzentrationen in den Gewässern sind in den abflussschwachen nordöstlichen und südöstlichen Einzugsgebieten deutlich höher als in den Einzugsgebieten des alpinen Raums; im überwiegenden Teil dieser Gebiete ist die Hauptquelle für die Stickstoffemissionen die Landwirtschaft (Eintrag über N-Überschuss)
- Im nördlichen, unvergletscherten Bereich der Zentralalpen ist die Hauptquelle für die Stickstoffemissionen die NH_3 -Deposition verursacht durch landwirtschaftliche Aktivität; die resultierenden DIN-Konzentrationen sind

deutlich geringer als in den flachen Regionen im Nordosten und Südosten

- Im Bereich der vergletscherten Zentralalpen bzw. südlich des Hauptalpenkamms gelangt der Stickstoff im Wesentlichen über die Hintergrundemissionen in die Gewässer, dort sind die geringsten DIN-Konzentrationen zu verzeichnen
- In Ballungsgebieten rund um die Landeshauptstädte dominieren die Einträge aus Kommunen und der Industrie die Stickstoffeinträge in die Gewässer. Die resultierenden Gewässerkonzentrationen hängen von den lokalen Verdünnungsverhältnissen ab

Betrachtet man die regionale Verteilung der berechneten PO_4 -P-Konzentrationen in den Fließgewässern (siehe Abbildung 6), zeigt sich:

- höhere berechnete PO_4 -P-Konzentrationen in den abflussschwachen Fließgewässern im nordöstlichen und südöstlichen Teil Österreichs, dort zum überwiegenden Teil verursacht durch die Landwirtschaft
- die geringsten PO_4 -P-Konzentrationen ebenfalls entlang des Alpenhauptkamms, im Gegensatz zu den berechneten Stickstoffemissionen ist dieser Bereich überwiegend durch Hintergrundemissionen dominiert
- gegenüber den Stickstoffemissionen deutlich mehr Einzugsgebiete, deren P-Einträge in die Gewässer zum über-

TABELLE 1

Gesamtemissionen und Anteile der Eintragspfade an den Gesamt-Stickstoff- und Gesamt-Phosphoremissionen (in Prozent) in Österreich für den Betrachtungszeitraum 2001 bis 2006

Eintragspfad	Anteil an den Gesamt-Stickstoffemissionen [%]	Anteil an den Gesamt-Phosphoremissionen [%]
Atmosphärische Deposition	2	1
Oberflächenabfluss	13	6
Schneesmelze	0,7	0,4
Erosion von landw. genutzten Flächen	1	18
Erosion von natürlich bedeckten Flächen	0,1	24
Drainagierte Flächen	3	0,7
Grundwasser	56	11
Urbane Flächen	4	13
Punktquellen	20	26
Berechnete Gesamtemissionen für Österreich	80.000 tN/a	4.300 tP/a

wiegenden Teil aus Kommunen und der Industrie stammen, diese Einzugsgebiete befinden sich aber ebenfalls in stark besiedelten Gebieten vor allem rund um die Landeshauptstädte; auch hier bestimmen die lokalen Verdünnungsverhältnisse die resultierende Konzentration

Bei den Gesamtphosphor-Konzentrationen (ohne Abbildung) fallen zudem in einigen alpinen Flüssen südlich des Alpenhauptkamms sehr hohe Konzentrationen

auf, welche durch geogene Schwebstoffeinträge aus den vergletscherten Gebieten verursacht werden.

Grundsätzlich zeigt sich für die Fließgewässer-Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor für Österreich eine ähnliche räumliche Verteilung mit erhöhten Konzentrationen vom Norden Österreichs (Ober- und Niederösterreich) über den Osten (Burgenland) bis in den Südosten (Steiermark). Dabei handelt es sich in der Regel um Einzugsgebiete, in denen intensivere landwirtschaftliche Acker-Nutzung und schwache Abflüsse zusammenfallen.

Hauptquellen für Stickstoffeinträge: Konzentrationsbetrachtung

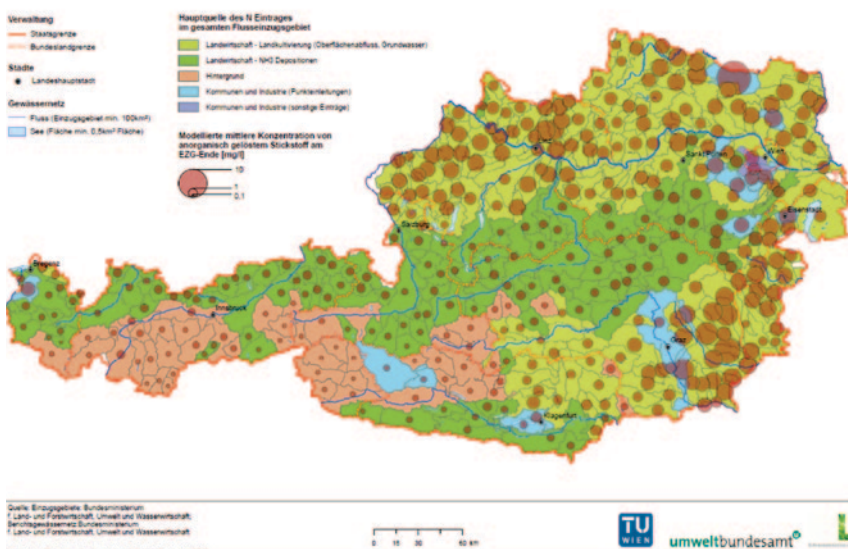


Abb. 5: Regionale Verteilung der berechneten DIN-Konzentrationen mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für Stickstoffeinträge in die Gewässer

3.4. Vergleich mit den Vorgaben der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer

Die berechneten 90%-Perzentile der NO_3 -N und PO_4 -P-Konzentrationen wurden für jedes Einzugsgebiet den typspezifischen Richtwerten für Nitrat und Orthophosphat gegenüber gestellt. Abbildung 7 zeigt die Einzugsgebiete, bei denen das Verhältnis aus berechneter NO_3 -N- bzw. PO_4 -P-Konzentration zu typspezifischem Richtwert eine mögliche Richtwertüberschreitung (Verhältnis zwischen 0,8 und 1,2) bzw. eine eindeutige Richtwertüberschreitung (Verhältnis > 1,2) indiziert. Zusätzlich sind für die Fließgewässer die Ergebnisse der Risikoanalyse im Bezug auf stoffliche Belastungen dargestellt. Aus der Abbildung 7 wird deutlich, dass für den Großteil Österreichs die berechneten NO_3 -N- und PO_4 -P-Konzentration unterhalb der typspezifischen Richtwerte liegen. Dies wird durch

die Ergebnisse der Risikoanalyse bestätigt. Die Gebiete mit möglichen bzw. eindeutigen Richtwertüberschreitungen befinden sich zum Großteil in nördlichen Gebieten Oberösterreichs, im Nordosten Niederösterreichs sowie in den südöstlichen Gebieten der Steiermark bzw. des Burgenlandes. Für den überwiegenden Teil der Gebiete bestätigen die Ergebnisse dieser Berechnungen die Ergebnisse der Risikoanalyse.

Es sind auch Gebiete zu finden, in denen die Berechnung keine Richtwertüberschreitung indiziert, für die Gewässer jedoch ein Risiko ausgewiesen wurde. In diesem Fall muss der Grund für die Ausweisung des Risikos geprüft werden, denn als stoffliche Belastung wird neben der trophischen Belastung (Nährstoffbelastungen durch Stickstoff und Phosphor) ebenfalls die saprobielle Belastung (Belastungen durch organische Verunreinigungen) miteinbezogen. Gebiete, in denen eine mögliche bzw. sichere Richtwertüberschreitung berechnet wurde, die Ergebnisse der Risikoanalyse dies allerdings nicht bestätigen, kommen ebenfalls vor und verdeutlichen, dass beide Erhebungsmethoden in ihrer Genauigkeit begrenzt sind.

Betrachtet man die Hauptquellen und deren Eintragspfade von Emissionen jener Gebiete, in denen eine mögliche bzw. eindeutige Richtwertüberschreitung für Nitrat bzw. Orthophosphat berechnet wurde (Verhältnis berechnete Konzentration (C_{mod}) zu Richtwert (RW) > 0,8), wird deutlich, dass der überwiegende Teil der Emissionen in diesen Gebieten sowohl für die Stickstoffemissionen (Abbildung 8 links) als auch für die Phosphoremissionen (Abbildung 8 rechts) aus der Landwirtschaft stammen. Die Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft werden zum überwiegenden Teil über das Grundwasser und den Oberflächenabfluss sowie über Drainagen eingetragen, d.h. sie sind potentiell über Maßnahmen zur Reduktion des N-Überschusses auf der landwirtschaftlichen Fläche reduzierbar. In diesen Gebieten stammt ein Anteil von insgesamt 13% aus Punktquellen durch Kommunen und der Industrie.

Die Phosphoremissionen in diesen Gebieten werden hauptsächlich durch landwirtschaftliche Aktivitäten geprägt. Selbst für die Einträge an gelöstem bzw. löslichem Phosphor sind Einträge über die Erosion dominant, obwohl hier nur ein Teil des Eintrages als löslich angesehen wird. Der Anteil der P-Emissionen über das Grundwasser und den Oberflächenabfluss ist weitaus geringer als bei den N-Emissionen,

Hauptquellen für Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor: Konzentrationsbetrachtung

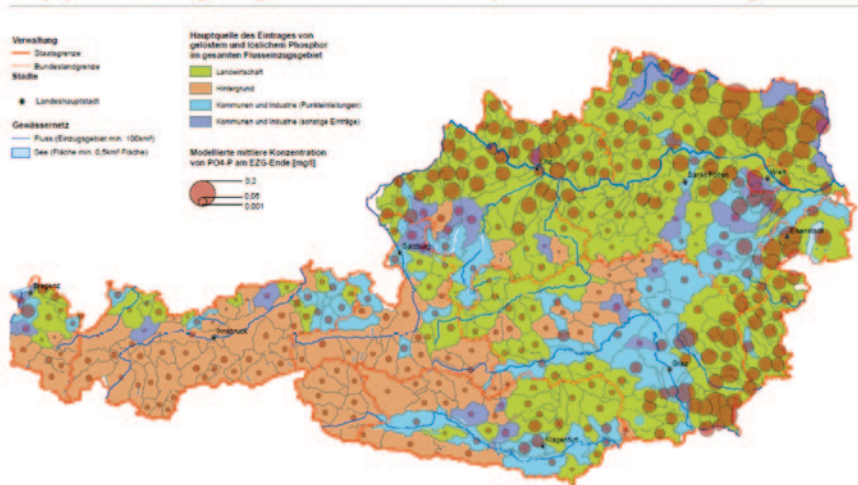


Abb. 6: Regionale Verteilung der berechneten PO₄-P-Konzentrationen mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für „gelöste“ und „lösliche“ Phosphor-einträge in die Gewässer. Unter gelöstem Phosphor wird dabei jene P-Fraktion verstanden, die bereits in gelöster Form in die Fließgewässer eingetragen wird, unter löslichem Phosphor jene Fraktion, die partikulär (z.B. über Erosion) in die Gewässer eingetragen wird, in weiterer Folge aber durch Rücklösung zum gelösten P-Transport beiträgt.

NITRAT und ORTHOPHOSPHAT – Vergleich modellierter Überschreitungen typspezifischer Richtwerte mit der österreichischen Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper nach EU-WRRL

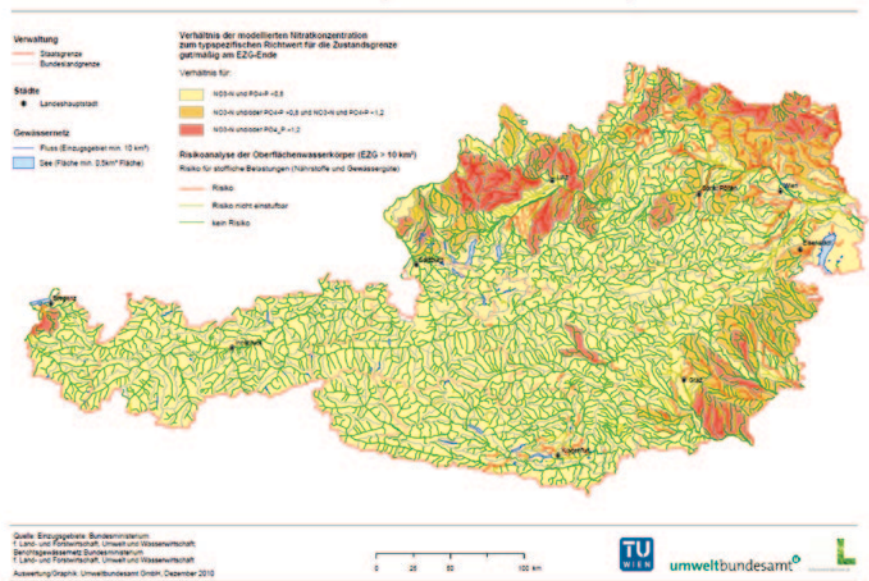


Abb. 7: Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung der typspezifischen Richtwerte für Nitrat und Orthophosphat im Vergleich zu den Ergebnissen der Risikoanalyse hinsichtlich stofflicher Belastungen; Gebiete möglicher Richtwertüberschreitung sind orange hervorgehoben, Gebiete mit eindeutiger Richtwertüberschreitung sind rot hervorgehoben; ebenso sind die Ergebnisse der Risikoanalyse hinsichtlich stofflicher Belastungen dargestellt

aber noch immer relevant. Die Einträge aus Kommunen und der Industrie über Punktquellen und sonstige Einträge über den Wasserpfad machen ebenfalls einen relevanten Anteil der P-Emissionen in diesen Gebieten aus.

Im Sinne einer Emissionsreduktion werden im Weiteren in erster Linie Maßnahmen im Bereich des Erosionsschutzes sowie der Punktquellen zur Evaluierung

von Wirksamkeiten zur Verbesserung der regionalen Gewässerqualität betrachtet.

3.5. Szenarien zur Reduktion der Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Gewässer

Zur Abschätzung der Auswirkung von Emissionsreduktionen auf die Immissions-situation in den Gewässern Öster-

reichs wurden die unten dargestellten Szenarien definiert:

- Erhöhung der Anforderung an Stickstoffelimination für alle kommunalen Einleitungen auf > 85 %. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde von einer mittleren Entfernungsrate auf allen kommunalen Anlagen von 90 % der Zulauf-fracht ausgegangen. Weiters wurde für die industrielle Direkteinleiter eine 50 %-ige Reduktion der derzeitigen Emissionen angenommen (SzN1)
- Begrenzung des N-Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen auf max. 30 kgN/ha und Jahr (SzN2)
- 50 %-ige Reduktion der NH₃-Deposition gegenüber dem derzeitigen Zustand (SzN3)
- Anwendung aller vorher genannter Maßnahmen in allen Einzugsgebieten (SzN4)
- Anwendung der Maßnahmen 1 und 2 in allen Einzugsgebieten mit Cmod/RW >0,8 (SzN5)

Spezifische Maßnahmen, mit denen diese Emissionsreduktionen erreicht werden können, wurden dabei nicht betrachtet.

Bei der Annahme der Begrenzung des N-Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen wurde in Einzugsgebieten, in denen der N-Überschuss derzeit im Mittel < 30kgN/ha*a ist, der aktuelle Überschuss für die Berechnung berücksichtigt. In einigen Regionen ist die Begrenzung des Überschusses auf das genannte Maximum allerdings nicht ohne die Verringerung der landwirtschaftlichen Produktionsintensität möglich. Eine deutliche Reduktion der NH₃-Depositionen könnte nur über die Verringerung des Viehbestandes erreicht werden. Darüber hinaus wären zur Erreichung der Reduktion der NH₃-Deposition aufgrund des grenzüberschreitenden Transports Maßnahmen in benachbarten Ländern zu setzen.

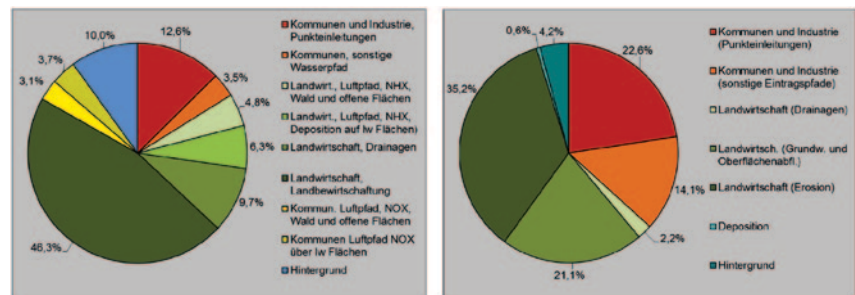


Abb. 8: Quellen und Pfade von Gesamtstickstoff- (links) und Emissionen an „gelöstem“ bzw. „löslichem“ Phosphor (rechts) für Einzugsgebiete mit Verhältnis berechnete Konzentration (Cmod) zu Richtwert (RW) für Nitrat bzw. Orthophosphat von >0,8

Zur Berechnung einer möglichen Reduktion der Phosphorbelastungen wurden folgende Szenarien definiert:

- Einhaltung des Ablauf-Grenzwertes von 0,5 mgP/l für alle kommunalen Einleitungen, zur Berechnung wurde eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,4 mgP/l für alle kommunalen Punktquellen angesetzt. Darüber hinaus wurde für industrielle Direkteinleiter eine 50 %-ige Reduktion der derzeitigen Emissionen angenommen (SzP1)
- Reduktion des Bodenabtrages um 90 % bei allen Ackerflächen (SzP2)
- Anwendung der vorher genannten Maßnahmen in allen Einzugsgebieten (SzP3)
- Anwendung der Maßnahmen 1 und 2 in allen Einzugsgebieten mit rechnerischer Überschreitung des Richtwertes für PO₄-P (SzP4)

Die Maßnahmen zur Reduktion des Bodenabtrages könnten durch Kombination verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen (z.B. Mulchsaat, Winterbegrünung) auf Ackerflächen erreicht werden. Generell könnten diese Maßnahmen auf jene Flächen beschränkt bleiben, die zu einem Eintrag in die Fließgewässer beitragen, d.h. eine Neigung in Richtung Fließgewässer aufweisen. Ebenso wären Emissionsreduktionen auch durch Gewässerrandstrei-

fen denkbar, sofern sich diese als wirksam erweisen.

In Tabelle 2 sind die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Reduktion der Gesamtemissionen für Stickstoff und Phosphor sowie die Reduktion des Nettoexports über die Fließgewässer (Export minus Import) dargestellt.

Ausgehend von einer berechneten Gesamt-Stickstoffemission von 80.000 tN/a (Zeitraum 2001 bis 2006) kann über die einzelnen Maßnahmen im Bereich der Punkteinleitungen (SzN1), des N-Überschusses (SzN2) und der NH₃-Deposition (SzN3) jeweils eine Reduktion der Gesamtemission von rund 10 % erreicht werden. In Hinblick auf den Nettoexport wirken sich die Reduktionen im Bereich der Punkteinleitungen tendenziell am Stärksten aus, weil Einleitungen vor allem in die größeren Gewässer erfolgen, wo die Retention nur von geringerer Bedeutung ist. Werden die Annahmen der Emissionsreduktionen aus den Szenarien SzN1 bis SzN3 kombiniert (SzN4), kann die über die Fließgewässer aus Österreich transportierte Fracht um etwa 35% reduziert werden. Werden die Reduktionen nur für die in Hinblick auf die lokale Gewässergüte (für Oberflächen-gewässer und Grundwasser) problemati-

TABELLE 2					
Reduktion der Gesamt-Stickstoff- und Phosphoremissionen sowie des Nettoexportes durch die betrachteten Szenarien in Prozent der Situation des Vergleichszeitraumes 2001 bis 2006					
	SzN1	SzN2	SzN3	SzN4	SzN5
Reduktion der Gesamt-Stickstoffemissionen [%]	12	13	9	34	13
Reduktion des Netto-Stickstoffexportes [%]	14	12	9	35	13
	SzP1	SzP2	SzP3	SzP4	
Reduktion der Gesamt-Phosphoremissionen [%]	15	15	29	10	
Reduktion des Netto-Phosphorexportes [%]	18	10	29	9	

schen Gebiete angenommen (SzN5), so reduziert sich der Stickstoffexport über die Gewässer aus Österreich um etwas mehr als 10%.

Für die Phosphoremissionen wurde, ausgehend von einer berechneten Gesamtposphoremission von 4.300 tP/a, sowohl für die Maßnahmen im Bereich der Punkteinleitungen (SzP1) als auch im Bereich der Erosionsschutzmaßnahmen (SzP2) eine Reduktion der Gesamtemission von jeweils 15% berechnet. Über die Kombination beider Maßnahmen (SzP3) ist eine Reduktion der Gesamtemission von knapp 30% möglich. Im Hinblick auf den Nettoexport von Phosphor aus Österreich sind die Reduktionen bei den Punktquellen effektiver als der Erosionsschutz auf der Fläche. Dies lässt sich damit begründen, dass die Emissionen aus Punktquellen überwiegend in die größeren österreichischen Gewässer erfolgen (Donau, Mur, Enns, Drau, Inn), in denen die Gewässerretention gering ist. Der Erosionsschutz verringert jedoch vor allem jene Emissionen, die in kleinere Gewässer gelangen, wo die Gewässerretention eine deutlich größere Rolle spielt.

Werden Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten angesetzt, in denen es aufgrund der Modellierung zu Richtwertüberschreitungen kommen kann (SzP4), dann ergibt sich für Gesamtösterreich eine ca. 10%ige Emissionsreduktion, die sich etwas gedämpft auf den Phosphorexport aus Österreich auswirkt.

Betrachtet man die Auswirkungen der Maßnahmen auf die lokale Gewässergüte (Betrachtung der Konzentrationen anstatt der Frachten), so ergibt sich ein völlig anderes Bild. In *Abbildung 9* sind die Auswirkungen der Maßnahmen in Form von Überschreitungshäufigkeiten von Konzentrationen – ausgedrückt als Quotient aus modellierter Konzentration C_{mod} (90%-Perzentil) und typspezifischem Richtwert – für Nitrat (links) und Orthophosphat (rechts) dargestellt. Farblich hervorgehoben ist der Konzentrationsbereich, der eine mögliche Richtwertüberschreitung anzeigt ($C_{mod}/RW > 1$).

Aus *Abbildung 9* (links) lässt sich ableiten, dass als Ergebnis der Berechnung der aktuellen Situation ca. 7% der Einzugsgebiete den Wert von $C_{mod}/RW > 1$ für Nitrat überschreiten und somit eine Richtwertüberschreitung anzeigen. Die in den Szenarien SzN1 (Punkteinleitungen) und SzN3 (Reduktion der NH_3 -Depositionen) getroffenen Annahmen für Emissionsreduktionen haben in Hinblick auf die Konzentrationen in den Gewässern praktisch

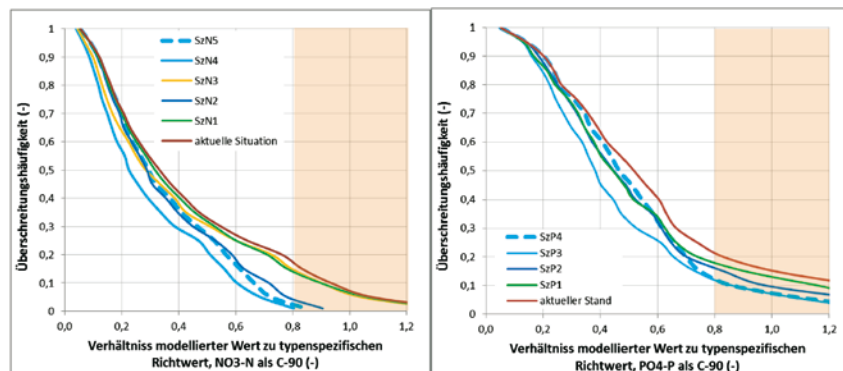


Abb. 9: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90%-Werten in den Gewässern zum typspezifischen Richtwert für modellierte Nitrat-N (links) und Orthophosphat-P (rechts) Gewässerkonzentrationen bei unterschiedlichen Szenarien.

keine Auswirkungen. Eine Limitierung des Stickstoffüberschusses auf der Fläche führt dagegen zu einer sehr deutlichen Reduktion der Belastung lokaler Gewässer (SzN2). Für die Fließgewässer sind die angenommenen Emissionsreduktionen im Bereich der Stickstoffemissionen ausreichend, um in allen Gebieten ein Verhältnis von $C_{mod}/RW < 1$ zu erreichen.

Bei den Phosphoremissionen führen die Maßnahmen im Bereich der Punkteinleitungen und beim Erosionsschutz zur gleichen Emissionsreduktion. In Hinblick auf die Konzentrationen in den lokalen Gewässern wirken sich die Maßnahmen im Bereich des Erosionsschutzes (SzP2) wesentlich stärker aus als Maßnahmen bei Punkteinleitungen (SzP1) (siehe *Abbildung 9* rechts). Überschreiten in der Darstellung der aktuellen Situation ca. 16% der Gewässer den Bereich der Richtwertüberschreitungen ($C_{mod}/RW > 1$), so sind es für SzP1 ca. 14% und für SzP2 noch ca. 9%. Werden Reduktionen in beiden Bereichen umgesetzt, kann dies den Anteil der Gewässer mit rechnerischen Richtwertüberschreitungen auf ca. 7% reduzieren (SzP3). Werden die Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten umgesetzt, welche in Hinblick auf die PO_4 -P Konzentrationen problematisch sind (SzP4), so kann für diese Gewässer dieselbe Verbesserung erreicht werden wie bei flächendeckender Umsetzung der Emissionsreduktionen.

Die in Hinblick auf PO_4 -P problematischen Einzugsgebiete umfassen etwa 16% der Fläche des österreichischen Staatsgebietes. Derzeit entfallen in diesen Gebieten etwa 13% der Emissionen auf Punkteinleitungen. Diese Punkteinleitungen wären damit von weiteren Reduktionsmaßnahmen betroffen. Von den österreichischen Ackerflächen liegen dagegen 40% in den problematischen Gebieten

und etwa 60% der Erosion, welcher der Landwirtschaft zugeordnet werden kann, ist in diesen Gebieten konzentriert. Geht man davon aus, dass etwa 20% der Ackerflächen aufgrund ihrer Lage und Neigung zum Gewässer tatsächlich zu einem Eintrag von Bodenmaterial in die Fließgewässer beitragen, wären umfassende Erosionsschutzmaßnahmen auf ungefähr 8% der österreichischen Ackerflächen notwendig, um Emissionen in gefährdete Gewässer zu reduzieren.

Selbst nach deutlicher Reduktion der Emissionen aus Punktquellen und umfassendem Erosionsschutz auf Ackerflächen verbleiben Gewässer, in denen eine Überschreitung des Richtwertes für PO_4 -P wahrscheinlich ist.

4. Zusammenfassung

Im Zuge der dargestellten Untersuchungen konnten mit Hilfe des MONERIS-Emissionsmodells umfassende Informationen über die Höhe, die Herkunft und die Eintragspfade von Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsebene erarbeitet werden. Ausgehend von den Eintragspfaden lassen sich auch die Quellen von Emissionen ableiten. Für die Anwendung in Österreich mit mittleren Einzugsgebietsgrößen von rund 200 km² war es erforderlich, einige Berechnungsansätze des Modells an die österreichischen Gegebenheiten anzupassen. Dies gilt speziell für die Einträge aus Gebirgsregionen. Nur mit Hilfe dieser Anpassungen konnte ein zufriedenstellender Pegelabgleich (Vergleich der berechneten mit gemessenen Frachten bzw. Konzentrationen) erreicht werden.

Sind die Quellen und Eintragspfade von Emissionen bekannt, kann das MONERIS-Modell genutzt werden, um die

immissionsseitigen Auswirkungen von Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen zu beurteilen. Im Zuge der vorliegenden Studie konnte der Modellansatz so erweitert werden, dass neben der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion der transportierten Frachten in Richtung der empfangenden Meere auch die Wirksamkeit von Maßnahmen in Hinblick auf die lokale Gewässergüte (im Vergleich mit typenspezifischen Qualitätszielen) abgebildet werden können.

Für das österreichische Staatsgebiet wurden im Zeitraum 2001–2006 im Mittel Gesamt-Stickstofffrachten in Höhe von rund 80.000 tN/a und Gesamt-Phosphorfrachten in Höhe von rund 4.300 tP/a berechnet, die in die Fließgewässer emittiert werden. Die Stickstoffemissionen werden zum überwiegenden Teil über das Grundwasser (56 %), Punktquellen (20 %) und den Oberflächenabfluss (13 %) eingetragen, die Phosphoremissionen zum überwiegenden Teil über Erosion (mit Unterteilung auf Erosion von landwirtschaftlichen Flächen (18 %) und von natürlich bedeckten Flächen (24 %)) sowie über Punktteinleitungen (26 %). Durch die Berücksichtigung von gewässerinternen Retentions- und Denitrifikationsprozessen ergeben sich DIN-Frachten von rund 69.000 Tonnen pro Jahr bzw. Gesamt-TP-Frachten von rund 3.400 Tonnen pro Jahr, die über die Fließgewässer aus Österreich abtransportiert wurden.

Die für 367 Stellen in den österreichischen Fließgewässern modellierten 90 %-Perzentile der Nitrat- und Orthophosphat-Konzentrationen wurden den typenspezifischen Richtwerten für den guten ökologischen Zustand, welche in der Qua-

litätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer festgelegt sind, gegenübergestellt. So konnte für alle betrachteten Einzugsgebiete geprüft werden, ob auf Basis der Berechnungen Überschreitungen der Qualitätsziele zu verzeichnen sind. Es zeigt sich, dass etwas 15–20 % der österreichischen Fließgewässer gefährdet sind, aufgrund von Nährstoffbelastungen den guten Zustand nicht einzuhalten. Die Berechnungen bestätigen zum Großteil die Ergebnisse der Risikoanalyse 2008 hinsichtlich stofflicher Belastungen (Nährstoffe und organische Kohlenstoffe).

Basierend auf der Identifizierung der wesentlichen Quellen und Pfade für die Stickstoff- und Phosphoremissionen konnten mögliche Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen für eine Szenarienbetrachtung definiert werden. Über diese Szenarienbetrachtung wurden die Auswirkungen einzelner Maßnahmen oder die Kombination mehrerer Maßnahmen sowohl auf die Reduktion der Gesamt-Stickstoff- und Phosphorfrachten, die über die Fließgewässer aus Österreich hinaus transportiert werden, als auch auf die lokale Gewässergüte in Form von Konzentrationsüberschreitungen der typenspezifischen Richtwerte berechnet.

Insgesamt zeigte sich, dass beim Stickstoff, sowohl in Hinblick auf die aus Österreich exportierte Fracht als auch auf die lokale Gewässergüte, ein weiteres Verbesserungspotenzial besteht. Jedoch ist die Umsetzung aller angenommenen Emissionsreduktionen mit erheblichem Aufwand, Kosten und Einschränkungen verbunden. Für die Verringerung der aus Österreich exportierten Stickstofffracht müsste bei allen betrachteten Reduktions-

möglichkeiten für Emissionen (Punkteinleitungen, Limitierung der Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche und Reduktion der N-Depositionen) angesetzt werden. Der Schlüssel zur Reduktion von Nitrat-Konzentrationen in den lokalen Gewässern (Fließgewässer, aber auch Grundwasser) liegt bei der Reduktion des flächenspezifischen Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen.

Auch beim Phosphor besteht noch Verbesserungspotenzial, sowohl in Hinblick auf die aus Österreich exportierten Frachten als auch in Hinblick auf die lokale Gewässergüte. Im Gegensatz zum Stickstoff erscheint eine Umsetzung der betrachteten Maßnahmen mit deutlich geringeren Kosten und Aufwand möglich. Für eine deutliche Reduktion der aus Österreich exportierten P-Frachten müsste bei beiden betrachteten Maßnahmen (Punkteinleitungen, Reduktion des Bodenabtrages) angesetzt werden, wobei den Punktquellen die größere Bedeutung zukommt. Der Schlüssel zur Verbesserung des lokalen Gewässerzustandes liegt bei der Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen. In einzelnen Fällen kann aber auch hier eine Reduktion der Emissionen aus Punktquellen eine relevante Verbesserung gegenüber dem Zustand des Zeitraumes 2001 bis 2006 bringen. In einzelnen Einzugsgebieten können auch andere Eintragspfade wie Grundwasser oder Oberflächenabschwemmung sowie diffuse Einträge aus Siedlungsgebieten die Konzentrationen in den Gewässern dominieren und Maßnahmen zur Reduktion dieser Einträge für die Verbesserung der lokalen Situation relevant sein.

LITERATUR

- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R, Pagenkopf, Bach (1999)** Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Texte Nr. 75/1999, Umweltbundesamt, Berlin, 1999.
- BAW und WPA (2009)** Bodenabtragskarte Österreichs, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen und wpa Beratende Ingenieure, Wien
- BFW (2007)** Digitale Bodenkarte von Österreich. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW). Wien, 2007
- BMLFUW (2009a)** Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2009
- BMLFUW (2009b)** Auszug aus der INVEKOS-Datenbank zu Anbauflächen und Kulturarten für Jahre 2001–2006. Wien 2009
- BORIS (2010)** Bodeninformationssystem BORIS. Bodeninformationen in Österreich <http://www.umweltbundesamt.at/umwelt/boden/boris/>
- ICPDR (2009)** Danube River Basin District

- Management Plan. International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), Vienna, Austria (www.icpdr.org).
- Parajka J, Merz R, Blöschl G (2005)** Regionale Wasserbilanzkomponenten für Österreich auf Tagesbasis. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 3-4, 43–56.
- Thaler S, Zessner M, Mayr MM, Haider T, Kroiss H, Wagner KH, Ruzicka K (2011)** Der Einfluss von Ernährungsgewohnheiten auf die Nährstoffbilanz Österreichs, ÖWAW, Heft 5-6/2011.
- Venohr M, Behrendt H, Hirt U, Hofmann U, Opitz D, Gericke A, Wetzig A, Ortelbach K, Natho S, Neumann F, Hürdler J (2009)** Das Modell System MONERIS – Version 2.14.1vba. Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund e.V., Berlin, 2009
- Windhofer G, Schwarzl B, Schwaiger E, Aschauer A, Zessner M, Zieritz I, Behrendt H (2005)** Frachtabschätzung des Eintrags in österreichische Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen. Bericht, Umweltbundesamt Wien, Österreich, 93 Seiten.

- Zessner M, Kovacs A, Schilling C, Hochedlinger G, Gabriel O, Thaler S, Natho S, Windhofer G. (2011a)** Enhancement of the MONERIS model for application in alpine catchments in Austria, International Review of Hydrobiology, eingereicht.
- Zessner M, Kovacs A, Gabriel O, Thaler S, Hochedlinger G, Schilling C, Windhofer G (2011b)** Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe) im Auftrag des BMLFUW – Sektion VII, BMLFUW UW.3.1.2/0029- VII/1/2008, Endbericht in Vorbereitung.
- Zessner M, Steinmüller H, Wagner KH, Krachler MM, Thaler S, Farzeni K, Helmich K, Weigl M, Ruzicka K, Heigl S, Kroiss H (2011c)** Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit – Grundlagen, Methodik und Erkenntnisse eines Forschungsprojektes im Rahmen des proVISION Programmes des BMWF, Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaft, ÖWAW, Heft 5-6/2011.

Die Modellierung von Nährstoffemissionen und -immissionen in Österreich konnte in weiterer Folge auch genutzt werden, um für die Szenarien des Projektes „Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit“ (GERN) Nährstoffemissionen, Gewässerfrachten und Gewässerkonzentrationen zu berechnen. Die GERN Szenarien werden bei Zessner et al. (2011c) erläutert und Ergebnisse der GERN-Szenarien 1A, 1B und 1C bei Thaler et al. (2011) dargestellt.

5. Danksagung

Das Projekt wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft finanziert.

Weiters wurde die Forschungstätigkeit durch den FWF im Rahmen des „Vienna Doctoral Programme on Water Resource Systems ((DK-plus W1219-N22))“ unterstützt. ■

Korrespondenz:
Dr. Christian Schilling
Oberflächengewässer
Umweltbundesamt Wien,
Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich
Tel: +43 (1) 31304 - 3575
Fax: +43-(0)1-313 04/5400
E-Mail: christian.schilling@umweltbundesamt.at