

Michael Roers, Markus Venohr, Frank Wechsung und Eva Nora Paton*

Effekte des Klimawandels und von Reduktionsmaßnahmen auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet bis zur Jahrhundertmitte

Effects of mid-century climate change and of reduction measures on nutrient emissions and loads in the Elbe River Basin

Änderungen von Temperatur, Niederschlägen oder Abflüssen verursachen Änderungen der Nährstoffeinträge und -frachten sowie der Nährstoffumsätze im Gewässer. Es kann somit von einer unmittelbaren Auswirkung des Klimawandels auf die Gewässergüte ausgegangen werden. Im Elbegebiet wurden diese Auswirkungen mit einer Modellkette simuliert (bestehend aus Modellen zur Simulation des Klimas, des Wasser- und des Nährstoffhaushalts). Im Validierungszeitraum 2001–2005 zeigen die Simulationen mit der Modellkette, die auf gemessenen Klimavariablen basieren, gute Übereinstimmungen mit in diesem Zeitraum gemessenen Frachten an zwei Elbe-Pegeln sowie an Pegeln von drei wichtigen Nebenflüssen. Es wurden die Effekte von zwei Klimaszenarien auf die Nährstoffeinträge verglichen. Bei dem ersten Szenario handelt es sich um Zeitreihen der Temperatur, der Strahlung, des Niederschlags und der Luftfeuchtigkeit, die vom Szenariengenerator STARS statistisch erzeugt wurden. Im zweiten Fall wurden die Zeitreihen von fünf dynamischen Erdsystemmodellen aus dem "Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project" (ISI-MIP) simuliert und anschließend zu einem Szenario zusammengefasst. Die simulierten Klimavariablen gehen in beiden Fällen (STARS, ISI-MIP) als Randbedingung in das ökohydrologische Modell SWIM ein. SWIM simuliert den Gesamtabfluss im Einzugsgebiet, auf dessen Grundlage das Stoffeintragsmodell MONERIS die Nährstoffeinträge und -frachten berechnet. Generell nehmen die Einträge und Frachten mit den Abflüssen in beiden Szenarien unterproportional ab, wobei die Frachten jeweils stärker als die Einträge zurückgehen. Die konkreten Effekte der Abflussänderungen sind gering und liegen im einstelligen Prozentbereich. Gleiches gilt für die Unterschiede zwischen den Szenarien. Der Effekt von zwei ausgewählten Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten unterscheidet sich bei verschiedenen Abflussverhältnissen, repräsentiert durch unterschiedliche Klimaszenarien in divergierend feuchter Ausprägung, ebenfalls nur geringfügig.

Schlagwörter: Elbe, ISI-MIP, Klimawandel, MONERIS, Nährstoffeinträge, Nährstofffrachten, Reduktionsmaßnahmen, STARS, SWIM

Changes in temperature, precipitation or runoff cause changes in nutrient emissions and loads as well as changes in the in-stream transformation processes. Thus, climate change assumably has a direct effect on water quality. This impact was simulated for the Elbe river basin using a model chain (consisting of models that simulate climate, water balance and nutrient emissions). Validation tests for the period 2001–2005 showed that simulations using the model chain based on measured climate variables, are in good agreement with loads measured at two gauges of the Elbe river and at gauges of three major tributaries. We have compared the impact of two climate scenarios on the nutrient emissions. The first scenario comprises time series of temperature, radiation, precipitation and humidity, created by the climate generator STARS. In the second case, the time series were simulated using a model ensemble of five earth system models from the "Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project" (ISI-MIP) and afterwards combined into one scenario. In both cases (STARS, ISI-MIP), the simulated climate variables constitute the boundary conditions of the ecohydrological model SWIM. SWIM simulates the river basin discharge used for modelling the nutrient emissions by means of the model MONERIS. In general, the emissions and loads decrease underproportionally with the river basin discharge in both scenarios, with loads declining more sharply than the emissions. The concrete effects of the change in river basin discharge are small, reaching only single-digit percentages. The same holds true for the difference between the scenarios. The effect of selected measures for the reduction of nutrient emissions and loads also differs only slightly between varying runoff conditions, represented by different climate scenarios with dry, mean and wet specification.

Keywords: Climate change, Elbe, ISI-MIP, MONERIS, nutrient emissions, nutrient loads, reduction measures, STARS, SWIM

1 Einleitung

Die Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer ist trotz bereits realisierter Reduktionsmaßnahmen ein flächendeckend vorhandenes Problem und gehört nach TREPEL et al. (2013) weiterhin zu den wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen. Im Elbegebiet ist nach TREPEL et al. (2013) der langfristige Trend bei der Entwicklung der Nährstofffrachten seit Mitte der 1990er Jahre an allen Messstellen im Elbestrom und den wichtigen Nebengewässern

negativ, der kurzfristige Trend jedoch seit 2007 entweder konstant oder positiv. Als Ursachen werden von den Autoren Nutzungsintensivierungen in der Landwirtschaft, aber auch klimatische Effekte diskutiert.

Der Klimawandel führt zu einer Veränderung der Einflussgrößen, die eine direkte oder indirekte Auswirkung auf die Wasserqualität der Gewässer haben (VENOHR et al. 2013). Änderungen der Wassertemperatur, der Strahlung und des Abflusses wirken sich direkt auf das Flusssystem aus. Zu den direkten Effekten zählt zudem eine Änderung der Starkregendynamik, die durch ihre Auswirkung auf die Wassererosion den Nährstoffstatus im Oberbo-

* geb. Müller

den und damit die Einträge in die Gewässer verändert. Indirekte Effekte treten auf, wenn eine abnehmende Wasserverfügbarkeit, verursacht durch zunehmende Verdunstung und/oder abnehmenden Niederschlag, eine Änderung der Landnutzung und der Wasserbewirtschaftung bewirkt (QUIEL et al. 2010).

Auf europäischer Ebene wird eine Reduktion der Nährstoffeinträge und -frachten in den Gewässern angestrebt. Diese soll durch Maßnahmen erzielt werden, die im Bewirtschaftungsplan für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufgestellt wurden (FGG ELBE 2009). Für eine nachhaltige und langfristige Wasserbewirtschaftung wird es erforderlich, den Effekt der Maßnahmen unter Berücksichtigung des Klimawandels abzuschätzen und daraus eine Anpassungsstrategie abzuleiten.

Eine integrierte Umweltmodellierung kann hierbei eingesetzt werden, um die Wirkkette von projizierten Klimaveränderungen auf Abflussverhalten und daraus resultierenden Nährstoffeinträgen und -frachten für große Einzugsgebiete wie das der Elbe zu analysieren. Insbesondere für das integrierte Flussgebietsmanagement werden Entscheidungsunterstützungssysteme angewendet (z.B. LAUTENBACH 2009, SCHIELEN & GIJSBERS 2003), die anhand von Szenariensimulationen komplexe, schlecht- oder unstrukturierte, strategische Management-Probleme erkennen und einen Beitrag dazu leisten können, diese zu lösen (VOLK et al. 2009). Die Autoren vergleichen vier verschiedene Entscheidungsunterstützungssysteme, von denen zwei speziell für die Umsetzung der WRRL entwickelt wurden. Diese legen besonderen Fokus auf hydrologische Impaktanalysen, die die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Einzugsgebieten behandeln und dabei die Entwicklung der Nährstoffeinträge und -frachten mit einschließen. Als allgemeines Problem wird hierbei festgestellt, dass das aktuelle Gewässergüte-Monitoring üblicherweise nicht den Anforderungen für eine realistische Quantifizierung der Prozesse von Nährstoffkreisläufen in Flusssystemen entspricht (VOLK et al. 2009). Eine akkurate Bewertung der mikroskaligen Nährstoffquellen und deren Effekte, für die eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung erforderlich wäre, ist derzeit nahezu unmöglich. Aufgrund dessen basieren Entscheidungen aus Perspektive des Einzugsgebietsmanagements zurzeit in der Regel auf Jahres- bzw. Monatsfrachten, die mit einer integrierten Einzugsgebiets-Modellierung berechnet werden können.

Im GLOWA-Elbe Projekt wurde für die Szenarienanalyse ein solcher integrierter Modellverbund genutzt. Dieser wurde in ein Entscheidungsunterstützungssystem überführt. Der Bereich der Gewässergüte wird in der sogenannten Elbe-Expert-Toolbox durch das am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) entwickelte Stoffeintragsmodell MONERIS (MODelling Nutrient Emissions in River Systems, VENOHR et al. 2011) abgedeckt. VENOHR et al. (2013) beschreiben die Modellierung und Auswertung der Einflüsse des erwarteten Klimawandels auf die Einträge und Frachten für das Elbe-Einzugsgebiet. Den Analysen lagen die Klimavariationen des Modells STARS zugrunde, die vom ökohydrologischen Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model; KRYSAANOVA et al. 1998) für die Simulation von Abflussszenarien genutzt wurden. Diese simulierten Abflüsse standen als Eingangsdaten für MONERIS zur Verfügung, mit welchem letztlich die Nährstoffeinträge und Frachten berechnet wurden. WECHSUNG & WECHSUNG (2014, 2015) haben gezeigt,

dass die von STARS bereitgestellten Simulationen keine eigene Projektionsgüte besitzen. ROERS & WECHSUNG (2015) haben deshalb die ursprünglichen Untersuchungen des GLOWA-Elbe Projektes zu den Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet mit tatsächlichen Klimaprojektionen aus dem "Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project" (ISI-MIP; SCHELLNHUBER et al. 2014, WARSZAWSKI et al. 2013) wiederholt. Dabei wurden deutliche Abweichungen im Abflussverhalten festgestellt. Da das Abflussverhalten einen wichtigen Einfluss auf die Nährstofffrachten hat, soll in dieser Untersuchung geprüft werden, inwieweit die bisherigen STARS-basierten Aussagen zu den Folgen eines Klimawandels zu modifizieren sind.

SCHWARZAK et al. (2015) zeigen in ihrer Untersuchung für einen Ausschnitt des Elbeeinzugsgebiets (Großraum Dresden), dass fast alle der 12 analysierten Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodellen sowohl bis zur Mitte als auch bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zunehmende Niederschläge im Frühling, Herbst und Winter projizieren. Bei den Trends im Sommer weisen die Modelle eine große Bandbreite auf, die auch eine Niederschlagsabnahme einschließt. In der hydrologischen Impaktanalyse von HUANG et al. (2014) wird für den Median des von 16 Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodellen simulierten Jahresniederschlags in Deutschland eine leichte Zunahme bis Mitte des 21. Jahrhunderts und keine Veränderung bis Ende des 21. Jahrhunderts im Vergleich zu der Referenzperiode 1961–2000 projiziert. Die Sommerniederschläge zeigen eine leichte Abnahme bis Ende des 21. Jahrhunderts. Die Bandbreite der Modelle ist aber auch hier vor allem in der zweiten Szenariensperiode sehr groß. OTT et al. (2013) simulieren im Muldeinzugsgebiet mit einem Ensemble, das 10 Kombinationen aus globalen und regionalen Klimamodellen sowie hydrologischen Modellen umfasst, leicht zunehmende mittlere Abflüsse bis Mitte des Jahrhunderts in fast allen Monaten für den Mittelwert des Ensembles. Nur im August wird im Mittel ein leicht negativer Trend simuliert. Im Projekt KLIWAS (BFG et al. 2015) wurden für das Elbeeinzugsgebiet mit einem Ensemble aus 20 bzw. 18 Abflussprojektionen nur geringe Veränderungen des mittleren Jahresabflusses am Pegel Neu Darchau bis Mitte des Jahrhunderts bzw. leichte Abnahmen bis Ende des Jahrhunderts simuliert. Das Änderungssignal ist im Sommerhalbjahr negativ und dessen Betrag nimmt bis Ende des Jahrhunderts zu. Dagegen gibt es im Winterhalbjahr keine ausgeprägte Änderungsrichtung, und die Bandbreite des Ensembles vergrößert sich bis Ende des Jahrhunderts. Die Studien zeigen, dass die Bandbreite der Simulationen bis Mitte des Jahrhunderts eine sowohl positive als auch negative Änderung der Niederschläge und Abflüsse im Elbeeinzugsgebiet einschließt.

Ziel dieser Untersuchung ist es, zunächst mit Hilfe exemplarischer Untersuchungen die Sensitivität von Nährstoffeinträgen und -frachten gegenüber Abflussänderungen im Elbeeinzugsgebiet zu beschreiben und darzustellen, welche besonderen Effekte sich dabei aus der Nutzung unterschiedlicher Szenarien ergeben. Darüber hinaus wird am Beispiel von zwei Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge deren Effekt bei den unterschiedlichen Ausprägungen des Klimawandels analysiert. Eine Maßnahme repräsentiert die Reduktion diffuser Einträge, die andere die Reduktion punktueller Einträge.

Die Analysen knüpfen an Abflusssimulationen mit dem Modellsystem SWIM für die beiden Klimaszenarien von STARS und

ISI-MIP an (vgl. ROERS & WECHSUNG 2015). Die szenario-, abfluss-, und maßnahmeabhängigen Änderungen der jährlichen TN- und TP-Einträge und -Frachten im Einzugsgebiet werden mit dem Modell MONERIS simuliert.

2 Methoden und Daten

2.1 Die Elbe-Expert-Toolbox

Die im Projekt GLOWA-Elbe entwickelte Elbe-Expert-Toolbox (EET) umfasst Modelle zur Generierung regionaler Szenarien des Klima- und des gesellschaftlichen Wandels, zur Quantifizierung von deren Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt und auf die kommunale und industrielle Wassernachfrage, Managementmodelle zur Unterstützung des Wassermengen- und des Gewässergütemanagements sowie Modelle zur Bewertung von Handlungsstrategien (KADEN et al. 2010). Die Modellelemente der EET, die in der vorliegenden Untersuchung verwendet wurden, bilden eine Modellkette. Diese umfasst das Stoffeintragsmodell MONERIS, das ökohydrologische Modell SWIM und verschiedene Szenarienansätze zur Generierung regionaler Klimaszenarien (STARS und ISI-MIP), welche im Folgenden kurz beschrieben werden.

2.1.1 Modelle zur Generierung regionaler Klimaszenarien

Ausgangspunkt der Szenarienanalyse sind die Klimaszenarien. Die bisher in der EET bereitgestellten Klimadaten sind Simulationsergebnisse des statistischen Szenariengenerators STARS. Dieser generiert mit Hilfe eines Resampling beobachteter Klimadaten ein zukünftiges Klima (ORLOWSKY et al. 2008). Aus einem makroskaligen Temperaturtrend wird mit Hilfe eines statistischen Verfahrens auf der Basis von 853 Klimastationen eine Änderung des Niederschlags, der Strahlung und der Luftfeuchtigkeit errechnet (WECHSUNG et al. 2011, WERNER et al. 2013). In der EET wird das STARS 2K-Szenario mit einem Temperaturanstieg von 2K zwischen den Jahren 2004 und 2055 verwendet.

Das an Stelle des STARS-Szenarios alternativ geprüfte ISI-MIP-Szenario beruht auf Simulationen eines Modellensembles aus dem ISI-MIP-Projekt (WARSZAWSKI et al. 2013). Die genutzten Modelle stellen eine Auswahl von fünf Erdsystemmodellen dar (GFDL-ESM2M, HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-(ESM)-CHEM, NorESM1-M) aus der "Coupled Model Intercomparison Project Phase 5" (CMIP5), die die in CMIP5 projizierte Bandbreite der globalen Temperatur- und Niederschlagsänderungen repräsentativ abbilden (VAN VUUREN et al. 2011, WARSZAWSKI et al. 2013). Der ISI-MIP-Datensatz ist auf einem horizontalen Raster mit einer Auflösung von $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ verfügbar. Die ISI-MIP-Simulationen wurden für den Zeitraum 1960–1999 bias-korrigiert. Als Referenz diente der WATCH-Datensatz (WEEDON et al. 2011).

Die einzelnen Simulationen des ISI-MIP-Ensembles wurden für vier Szenarien zur zeitlichen Änderung eines zusätzlichen Strahlungsantriebes am oberen Rand der Atmosphäre erstellt. Der zusätzliche Strahlungsantrieb wurde in einem Bereich zwischen $2,6$ und $8,5 \text{ W/m}^2$ variiert und ist repräsentativen Verläufen der Konzentrationsänderung von Treibhausgasen bis zum Jahr 2100 – sogenannten "Representative Concentration Pathways" (RCP) – zugeordnet (VAN VUUREN et al. 2011). Sowohl die Temperatur- als auch die Niederschlagsverläufe der ISI-MIP-Simulationen je RCP-Szenario unterscheiden sich bis zur Mitte des Jahrhunderts nur geringfügig. Dies erlaubte die Bildung eines Simulationsensembles, in dem Ergebnisse der einzelnen Modelle zu einem Szenario mit 20 Realisierungen zusammengeführt werden (ROERS & WECHSUNG 2015).

nario mit 20 Realisierungen zusammengeführt werden (ROERS & WECHSUNG 2015).

2.1.2 Modell für die Quantifizierung von Klima-veränderungen auf den Wasserhaushalt

Integriert in die EET ist SWIM, ein prozess-basiertes Modell, das die wichtigsten ökohydrologischen Prozesse wie Evapotranspiration, Pflanzenwachstum, Abflussbildung und Abfluss im Gerinne simuliert. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Modellkomponenten geben KRYSAANOVA et al. (2000). SWIM gliedert das Gesamteinzugsgebiet in Teileinzugsgebiete und Hydrotöpfe. Auf Ebene der Hydrotöpfe werden sämtliche Wasserflüsse sowie die Wasserbilanz einer repräsentativen Bodensäule berechnet. Die lateralen Abflüsse aus den Hydrotöpfen werden auf der Ebene der Teileinzugsgebiete aggregiert und durch die Teileinzugsgebiete entsprechend ihrer Abfolge im gesamten Flussnetz weitergeleitet (KRYSAANOVA et al. 2000). Der Gesamtabfluss der SWIM-Teileinzugsgebiete wird flächengemittelt auf die Analysegebiete übertragen, in die MONERIS untergliedert ist.

Die SWIM-Modellierungsstudie von ROERS & WECHSUNG (2015) zeigte deutliche Auswirkungen auf den simulierten Wasserhaushalt im Elbeinzugsgebiet auf, wenn das STARS-Klimaszenario in der EET durch ein ISI-MIP-Szenario mit einem identischen Temperaturgradienten ersetzt wird. In ihrer Studie wurde die von CONRADT et al. (2007, 2012) im Projekt GLOWA-Elbe entwickelte, kalibrierte und validierte SWIM-Version verwendet, die in die EET integriert wurde. Die Modellläufe der vorliegenden Studie basieren auf diesen Vorarbeiten.

Aus den hundert Realisierungen, die SWIM für das STARS 2K-Szenario berechnet, wurden für die Jahre 2010 und 2050 jeweils die Mittelwerte aus den 10 Realisierungen zwischen dem 6 % und dem 15 % Quantil (trocken, T), 46 % und 55 % Quantil (mittel, M) sowie dem 86 % und 95 % Quantil (feucht, F) des Monatsabflusses am Gebietsauslass in Neu Darchau berechnet. Analog dazu wurden aus dem ISI-MIP-Ensemble jeweils die fünf trockensten, mittleren und feuchtesten Modellläufe ausgewählt. Um konsistent mit dem STARS 2K-Szenario zu sein, wurden hierfür die Daten der Jahre 2016 und 2063 verwendet, zwischen denen der Temperaturanstieg im Durchschnitt des Gesamtgebiets ebenfalls $+1,6 \text{ K}$ beträgt, was dem Anstieg zwischen den Jahren 2010 und 2050 im STARS 2K-Szenario entspricht. Mit der Auswahl trockener, mittlerer und feuchter Modellläufe werden unterschiedlich starke Ausprägungen der Niederschlags- und Abflussentwicklungen abgebildet.

2.1.3 Stoffeintragsmodellierung mit MONERIS

Bei der Untergliederung des Einzugsgebiets in MONERIS bildet das Analysegebiet die kleinste Modelleinheit (VENOHR et al. 2013). Die Analysegebiete basieren auf oberirdischen, topographischen Grenzen von Teileinzugsgebieten und berücksichtigen zusätzlich administrative Grenzen im Einzugsgebiet. Sie können zu größeren naturräumlichen oder administrativen Einheiten aggregiert werden. Das Elbeinzugsgebiet wurde in 948 Analysegebiete untergliedert. Für die Berechnung der Nährstoffeinträge aus Punktquellen wurden die Standorte der kommunalen Kläranlagen (WWTP) den Analysegebieten zugeordnet. Die Kläranlageneinleitungen basieren auf den Angaben des Umweltbundesamts (UBA) zu den zentralen Kläranlagen mit mehr als 2.000 Einwohnerwerten für das Jahr 2005, den Angaben der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe zu Lage und Größe der Kläranlagen im

tschechischen Teil des Elbeeinzugsgebiets und den Daten zu den Kläranlagen mit weniger als 2.000 Einwohnerwerten vom Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung der Technischen Universität Berlin (Stand 2000, vgl. SARTORIUS et al. 2013). Insgesamt wurde so ein Kläranlageninventar von insgesamt 2.105 zentralen Kläranlagen aufgebaut, das neben der Größenklasse und Menge der Abwassereinleitung sowohl die Einträge von Stickstoff und Phosphor als auch die derzeitigen mittleren Nährstoffkonzentrationen im Auslauf der Kläranlagen enthält. Für die Berechnung der atmosphärischen Deposition von Stickstoff wurden die Depositionsraten für NO_x und NH_y genutzt, die im Rahmen des "Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe" (EMEP 2002) bis zum Jahr 2004 kalkuliert wurden. Die Summe der N-Anteile dieser beiden Depositionsraten wurde bei den Berechnungen als gesamte Stickstoffdeposition verwendet. Für die N-Bilanzüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen standen statistische Daten auf Landkreisebene zur Verfügung, die von BACH & SKITSCHAK (2007) für das Referenzjahr 2003 ermittelt wurden. Für Flächen außerhalb Deutschlands wurden jährliche Überschüsse mittels der OECD-Methode (OECD 2001) anhand statistischer Daten (FAO 2007) auf NUTS (Nomenclature des Unités territoriales statistiques)-1-Ebene ermittelt. Der Gesamtphosphorgehalt des Ackeroberbodens ist zeitlich variabel und setzt sich aus dem P-Grundgehalt der Böden für das Jahr 1955 und dem Phosphorüberschuss auf den Ackerböden zusammen (FUCHS et al. 2011). Der P-Grundgehalt wurde räumlich differenziert in Abhängigkeit vom Tongehalt aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) ermittelt. Der P-Überschuss lag ab dem Jahr 1955 kumulativ auf Ebene der Bundesländer vor. Der N-Gehalt im Oberboden wurde direkt aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) bestimmt. Auf Basis einer GIS-gestützten Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotenzials wurden diejenigen Flächen des Einzugsgebietes identifiziert, deren Bodenabtrag direkt in die Gewässer gelangt. Ausgangsbasis für die Berechnung der Nährstoffeinträge von urbanen Flächen bildeten die Bevölkerungszahlen und deren Anschlussgrad an die Kanalisation sowie die zentralen Kläranlagen im Einzugsgebiet entsprechend den Angaben für die administrativen Einheiten (Gemeindeebene) im Elbegebiet. Alle Angaben bezogen sich dabei für Deutschland auf das Jahr 2003 bzw. 2004 und für die Gebiete außerhalb Deutschlands hinsichtlich Bevölkerung und Anschlussgrad auf das Jahr 2000 (N-Bilanzüberschuss) bzw. 2002. Für die Gebiete in Tschechien standen Angaben zum Anschlussgrad nur auf der regionalen Ebene zur Verfügung. Die Modellkalibrierung und -validierung erfolgte im Projekt GLOWA-Elbe mit Hilfe der rechnerisch ermittelten mittleren jährlichen Nährstofffrachten an den Gewässergütemessstellen.

In MONERIS erfolgt die Abflusssimulation des von SWIM simulierten Gesamtabflusses in Oberflächenabfluss und Grundwasserabfluss. Der Oberflächenabfluss wird durch einen Ansatz von CARL & BEHRENDT (2008) und CARL et al. (2008) als Funktion des Gesamtabflusses berechnet. Der Grundwasserabfluss wird für jedes Analysegebiet aus der Differenz zwischen dem Gesamtabfluss und der berechneten Summe der anderen Abflusskomponenten (Dränabfluss, Oberflächenabfluss, Niederschlag auf Wasserflächen und angeschlossene versiegelte urbane Flächen) berechnet (VENOHR et al. 2011). Die Nährstoffkonzentrationen werden für nicht versiegelte Flächen berechnet (für Phosphor anhand eines nutzungsspezifischen Akkumulationsfaktors, für Stickstoff anhand nutzungsspezifischer Faktoren und der Konzentration der

atmosphärischen Deposition) und flächengewichtet gemittelt. Sie ergeben multipliziert mit dem Oberflächenabfluss den Eintrag von nicht versiegelten Flächen. Die Nährstoffeinträge über das Grundwasser werden aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der flächenspezifischen Nährstoffkonzentration im Grundwasser (Berechnung je nach Boden und Gestein u.a. nach BEHRENDT et al. 2000) berechnet.

Für die Szenarienmodellierung von Nährstoffeinträgen wurden eine unveränderte Landnutzung sowie gleichbleibende landwirtschaftliche Nährstoffbilanzen angenommen. Auf diese Weise können von Klimaänderungen unabhängige Effekte auf die Nährstoffeinträge ausgeschlossen werden.

MONERIS wurde, neben der Elbe, für viele weitere europäische Flusseinzugsgebiete angewendet (u.a. BEHRENDT et al. 2002, BEHRENDT & DANNOWSKI 2005, FUCHS et al. 2011, GADEGAST & VENOHR 2015, GERICKE & VENOHR 2015, HEIDECHE et al. 2015, HELM et al. 2013, HIRT et al. 2014, SCHREIBER et al. 2005). Insbesondere aufgrund seiner Eignung für das Gewässergütemanagement im Rahmen der WRRL wurde es von BERLEKAMP et al. (2007) in das Entscheidungsunterstützungssystem Elbe-DSS integriert. Das Elbe-DSS steht als Pilot-Version zur Verfügung, eine Weiterentwicklung erfolgt allerdings nicht. Obwohl es sich bei der EET ebenfalls um ein „eingefrorenes“ System handelt, das nicht fortlaufend aktualisiert wird, besteht die Möglichkeit, Datensätze auszutauschen und die Modelle sowohl einzeln als auch im Verbund zu verwenden, was in der vorliegenden Untersuchung erfolgt ist. Auf diese Weise können die ursprünglichen Szenarien kontinuierlich einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden und die Effekte des Klimawandels auf die unterschiedlichen Sektoren neu bewertet werden. Um eine Vergleichskohärenz mit den älteren, auf STARS basierenden Szenarienrechnungen herzustellen, wurde in der vorliegenden Untersuchung eine Modellversion aus dem Jahr 2011 verwendet, die inzwischen am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) weiterentwickelt wurde.

Bei den hier mit MONERIS abgebildeten Maßnahmen handelt es sich um Maßnahmen zur Reduktion der diffusen N- und P-Einträge aus der Landwirtschaft und zur Reduktion punktueller Einträge aus urbanen Systemen, die unter anderem im ersten Bewirtschaftungsplan der FGG Elbe (FGG ELBE 2009) aufgeführt sind.

Diese sind im Einzelnen: Konservierende Bodenbearbeitung, Konturpflügen, Zwischenfruchtbau sowie Ertüchtigung bzw. Ausbau von kommunalen Kläranlagen. Diese ersten drei Maßnahmen wirken sich maßgeblich auf eine Reduktion der Erosion aus und sind somit vor allem für die Phosphoreinträge von Bedeutung. Die Wirksamkeit der Maßnahmen hängt zum einen vom standortspezifischen Bodenabtrag (in Abhängigkeit von Niederschlag, Hangneigung und Bodenart), von den angenommenen Reduktionsraten sowie vom Flächenumfang ab, für den eine Anwendung der Maßnahmen angenommen wurde. Eine konservierende Bodenbearbeitung, Konturpflügen und Zwischenfruchtbau bewirken auf den betroffenen Flächen jeweils eine Reduktion des Bodenabtrags um 100 %, 90 % bzw. 80 %. Die Wirksamkeit der Maßnahmen wurde im Simulationszeitraum als konstant angenommen. Eine gleichzeitige Anwendung mehrerer Maßnahmen auf einer Fläche wurde ausgeschlossen.

In den Simulationen der vorliegenden Untersuchung wird die Erosionsminderung mit Hilfe von konservierender Bodenbearbeitung, Konturpflügen und Zwischenfruchtanbau auf 2 % der Ackerflächen mit einer Hangneigung von mehr als 4 % erzielt. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahme und ihrer Implementierung im Modell geben VENOHR et al. (2009) in Tabelle 27 und auf den Seiten 82–84. Zum anderen wird die Anwendung einer Maßnahme zur Reduktion punktueller Einträge aus urbanen Systemen simuliert. Diese sieht eine Begrenzung der N-Konzentration auf 10–30 mg/l und der P-Konzentration auf 1–4 mg/l (je nach Größenklasse) in den Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen vor. Die Werte sind der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser entnommen (EU 1998, Tab. 2). Die Implementierung in MONERIS beschreiben VENOHR et al. (2009) auf den Seiten 90–92.

2.2 Datengrundlage für die Evaluierung von simulierten Nährstofffrachten

Für die Validierung der modellierten mittleren Gesamtstickstoff (TN)- und Gesamtphosphor (TP)-Frachten wurden in der EET Simulationen mit SWIM und MONERIS durchgeführt. Die Grundlage für die Abflusssimulationen mit SWIM bildeten Messwerte von über 1.000 deutschen und tschechischen Klimastationen der Periode 2001–2005. Die Abflüsse aus SWIM wurden als Eingangsdaten für MONERIS verwendet, um für diesen Zeitraum die Frachten zu modellieren.

Die Plausibilitätsüberprüfung dieser Simulationen erfolgte anhand von Messwerten (Wochenmischproben) der TP- und TN-Konzentrationen von zwei Gütemessstellen der Elbe – Schmilka an der deutsch/tschechischen Grenze und Schnackenburg am Gebietsauslass – sowie der größeren Nebenflüsse Saale, Havel und Mulde, die für den Zeitraum 2001–2005 zur Verfügung standen. Die im Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe bereitgestellten Werte aus Wochenmischproben wurden mit den auf Tagesbasis verfügbaren Messwerten des Abflusses an den nahegelegenen Pegel (Schöna/Elbe tschechische Grenze, Neu Darchau/Elbe vor Tideinfluss, Calbe-Grizehne/Saale vor Mündung in die Elbe, Havelberg/Havel vor Mündung in die Elbe, Bad Dübener/Elbe vor Mündung in die Elbe) zu Frachten umgerechnet und anschließend nach dem „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D“ zur Umsetzung der WRRL (MKULNV 2006) zu Monats- bzw. Jahressummen aggregiert. Die Distanz zwischen der Gütemessstelle Schnackenburg und dem zugeordneten Abflusspegel Neu Darchau beträgt ca. 60 km. Bei der Berechnung der Frachten wurden daher die Abflüsse mit einem Faktor von 0,93 korrigiert (vgl. BEHRENDT et al. 2003).

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphor-Frachten 2001–2005

Abbildung 1 zeigt die für den Zeitraum 2001–2005 mit der Modellkette (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) simulierten mittleren Monatsfrachten im Vergleich zu gemessenen Frachten an ausgewählten Messstellen entlang der Elbe und wichtigen Nebenflüssen (Mulde, Havel und Saale). Tabelle 1 gibt einen Überblick über die jährlich aggregierten Modellergebnisse und Messwerte in diesem Zeitraum. Der Jahresgang der monatlichen TN- und TP-Frachten wird mit der Modellkette für die Elbe und die betrachteten Nebenflüsse gut wiedergegeben (Abb. 1). Sowohl im Saalegebiet als auch im Muldegebiet (hier mit Ausnahme von August und September) werden die TP-Frachten jedoch im gesamten Jahresverlauf überschätzt. Die Abweichungen der modellierten von den gemessenen Werten (PBIAS, Abb. 1 und Tab. 1) sind im Havelgebiet am größten: Die TN-Frachten werden deutlich überschätzt, während die TP-Frachten unterschätzt werden. Allerdings erfolgte hier die Berechnung der Monatsfrachten nicht auf Grundlage von gemessenen Wochenmischproben, sondern anhand von Einzelproben (2001–2003: vierzehntäglich, 2004–2005: monatlich). Der Fehler der Messwerte ist hier größer als an den anderen Messstellen, kann aber dennoch nicht die systematische Über- bzw. Unterschätzung erklären.

Untersuchungen von KLEEBERG et al. (2007) zum Phosphor ergaben, dass ein wesentlicher Teil des sedimentierten Phosphors im Lauf des Jahres wieder an die Gewässer abgegeben wird und somit die Netto-Retention für Phosphor deutlich geringer ausfällt als bei der verwendeten, älteren Modellversion von MONERIS. Die aktuelle Modellversion von MONERIS trägt diesem Sachverhalt Rechnung.

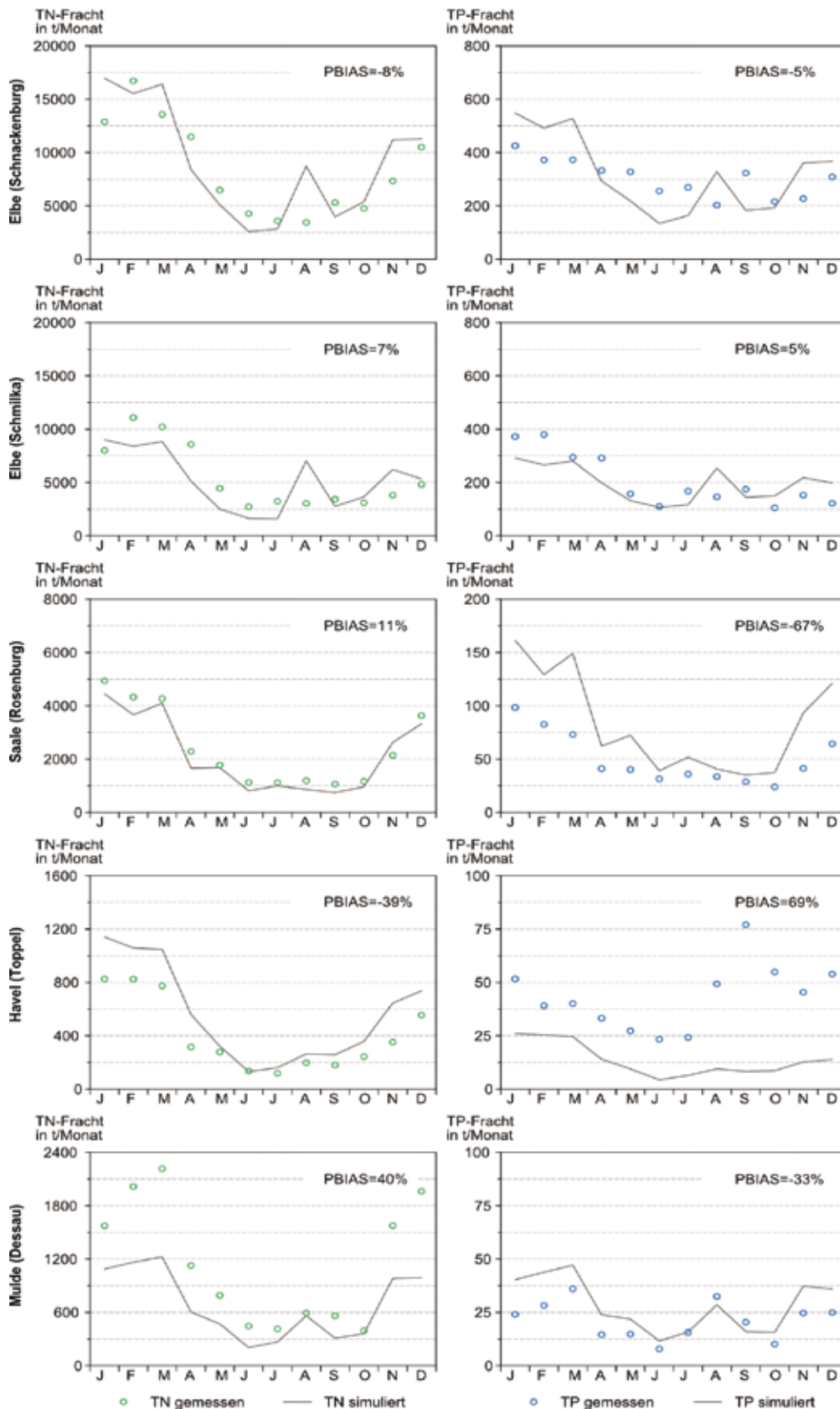
3.2 Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphor-Einträge und -Frachten unter Klimawandel

Die zukünftige Entwicklung des Abflusses stellt die Leitgröße für die Nährstoffeinträge und -frachten in Zukunft dar, die deren interannuelle Fluktuation maßgeblich bestimmt. Sie wird hier am Beispiel des Abflusses am Pegel Neu Darchau behandelt (Tab. 2). Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Änderung der Klimavariablen und Abflüsse für die drei unterschiedlichen Ausprägungen (trocken, mittel, feucht) der verwendeten Klimaszenarien des STARS- und ISI-MIP-Ansatzes. Der gemessene mittlere Monatsabfluss für das Jahr 2010 beträgt am Pegel Neu Darchau 986 m³/s. Er übersteigt deutlich den Wert der feuchten Ausprägung des STARS-Szenarios in diesem Jahr. Zwischen den einzelnen Klimavariablen besteht kein linearer Zusammenhang.

Tabelle 1

Gemessene und (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) modellierte TN- und TP-Frachten in den Jahren 2001–2005 an verschiedenen Messstellen der Elbe und wichtigen Nebenflüssen
Observed and simulated (based on measured climate variables) mean annual loads of TN and TP in the period 2001–2005 at different gauges of the Elbe and important tributaries

	TN (kt/a)		TP (t/a)		PBIAS (%)	
	obs	sim	obs	sim	TN	TP
Elbe – Schnackenburg	98	112	3.552	4.830	-13	-33
Elbe – Schmilka	64	45	2.490	2.390	+30	+4
Havel – Toppel	5	9	530	420	-97	+21
Saale – Rosenberg	29	27	600	1.000	+8	-67
Mulde – Dessau	13	11	260	430	+14	-68

**Abbildung 1**

Gemessene und (auf Grundlage von gemessenen Klimavariablen) modellierte mittlere Monatsfrachten von TN (linke Spalte) und TP (rechte Spalte) im Zeitraum 2001–2005 an verschiedenen Messstellen der Elbe und wichtigen Nebenflüssen
 Observed and simulated (based on measured climate variables) monthly mean loads of TN (left column) and TP (right column) in the period 2001–2005 at different gauges of the Elbe and important tributaries

Deren Änderungssignale unterscheiden sich daher zum Teil in Richtung und Betrag. Eine detaillierte Beschreibung der klimatischen und hydrologischen Änderungen im Elbegebiet für die betrachteten Szenarien geben ROERS & WECHSUNG (2015).

Die berechneten TN- und TP-Einträge und -Frachten im Jahr 2010 des STARS-Szenarios (mittlere Ausprägung) unterscheiden sich mit 142.000 t/a (TN-Einträge) und 105.000 t/a (TN-Fracht) bzw. 7.330 t/a (TP-Einträge) und 4.640 t/a (TP-Fracht) nur geringfügig von den Einträgen (TN: 152.000 t/a und TP: 7.500 t/a) und Frachten (TN: 113.000 t/a und TP: 4.840 t/a) im Jahr 2016 des ISI-MIP-Szenarios (Abb. 2). Die gemessenen Frachten im Jahr 2010 betragen an der Messstelle Schnackenburg 137.000 t/a (TN) bzw. 4.270 t/a (TP).

Im Jahr 2050 weichen die Werte des STARS-Szenarios vor allem bei der trockenen und feuchten Ausprägung deutlicher von jenen des ISI-MIP-Szenarios im Jahr 2063 ab (Abb. 2, grüne Säulen). Bei der trockenen Ausprägung ist die Änderung der mit dem ISI-MIP-Szenario berechneten Einträge und Frachten etwas größer als beim STARS-Szenario; bei der feuchten Ausprägung unterscheidet sich, in Abhängigkeit von den Niederschlägen und Abflüssen, auch die Richtung der Änderung. Beim STARS-Szenario ändern sich die TN-Einträge zwischen 2050 und 2010 um -2 % (trocken), -4 % (mittel) und -5 % (feucht) (Abb. 3, Mitte links). Beim ISI-MIP-Szenario kehrt sich zwischen 2016 und 2063 die Änderung der TN-Einträge von der tro-

Tabelle 2

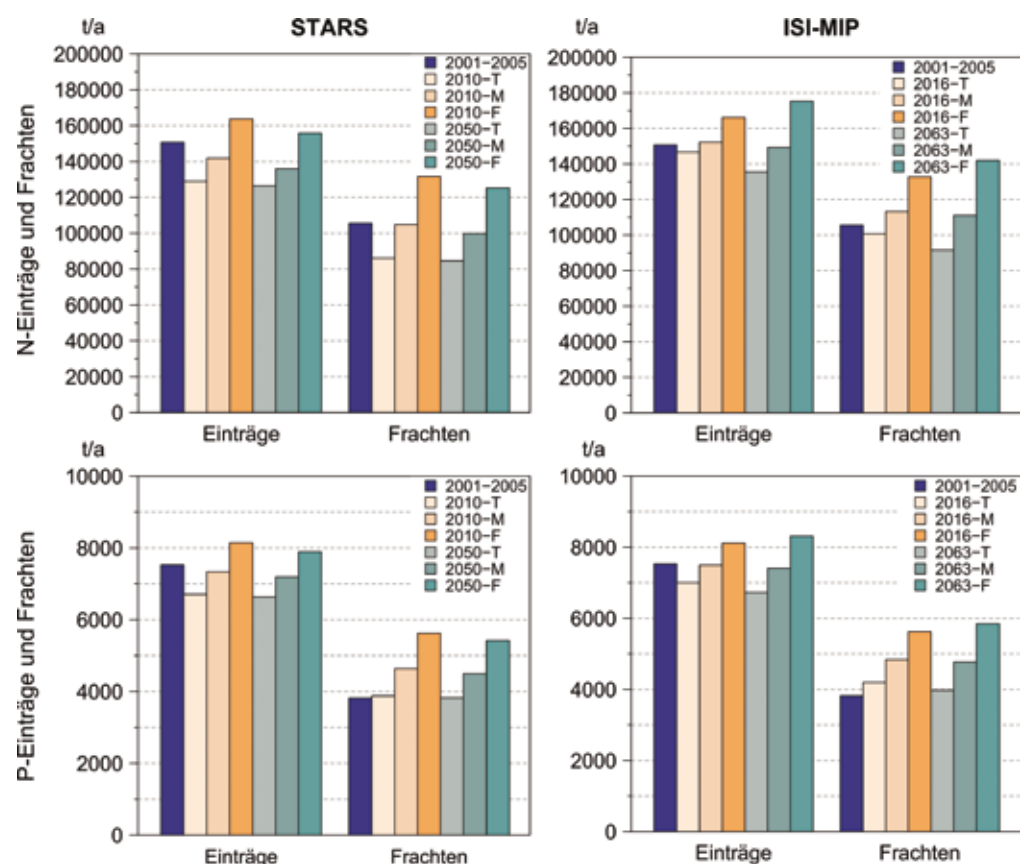
Jahresmittel der Temperatur, des Niederschlags und der Evapotranspiration im Elbeinzugsgebiet sowie mittlerer monatlicher Abfluss in Neu Darchau, jeweils zu Beginn der Simulationsperiode (2010 bei STARS und 2016 bei ISI-MIP) und am Ende der Simulationsperiode (2050 bei STARS und 2063 bei ISI-MIP) sowie absolute (Temperatur) und relative (Niederschlag, Evapotranspiration, Abfluss) Änderungen zwischen Beginn und Ende der Simulationsperiode bei trockenen, mittleren und feuchten Abflussbedingungen

Mean annual temperature, precipitation and evapotranspiration in the Elbe River basin and mean monthly runoff at gauge Neu Darchau at the beginning of the simulation period (2010 with STARS, and 2016 with ISI-MIP) and at the end of the simulation period (2050 with STARS, and 2063 with ISI-MIP) as well as absolute (temperature) and relative (precipitation, evapotranspiration and runoff) changes between beginning and end of the simulation period for dry, mean and wet runoff conditions

	STARS			ISI-MIP		
	trocken	mittel	feucht	trocken	mittel	feucht
Temperatur Beginn Simulationsperiode in °C	9,3	8,8	8,5	9,5	10,4	9,5
Temperatur Ende Simulationsperiode in °C	10,8	10,6	10,6	11,7	11,0	11,3
Δ Temperatur in K	+1,5	+1,8	+2,2	+2,2	+0,6	+1,9
Niederschlag Beginn Simulationsperiode in mm/a	708	723	740	736	782	829
Niederschlag Ende Simulationsperiode in mm/a	714	686	717	644	735	863
Δ Niederschlag in %	+1	-5	-3	-12	-6	-4
Evapotranspiration Beginn Simulationsperiode in mm/a	582	596	612	580	619	583
Evapotranspiration Ende Simulationsperiode in mm/a	614	599	626	579	592	627
Δ Evapotranspiration in %	+6	+1	+2	±0	-4	+8
Abfluss in Neu Darchau Beginn Simulationsperiode in m³/s	418	616	846	677	836	982
Abfluss in Neu Darchau Ende Simulationsperiode in m³/s	334	505	698	517	777	1.079
Δ Abfluss (Neu Darchau) in %	-20	-18	-18	-24	-7	+10

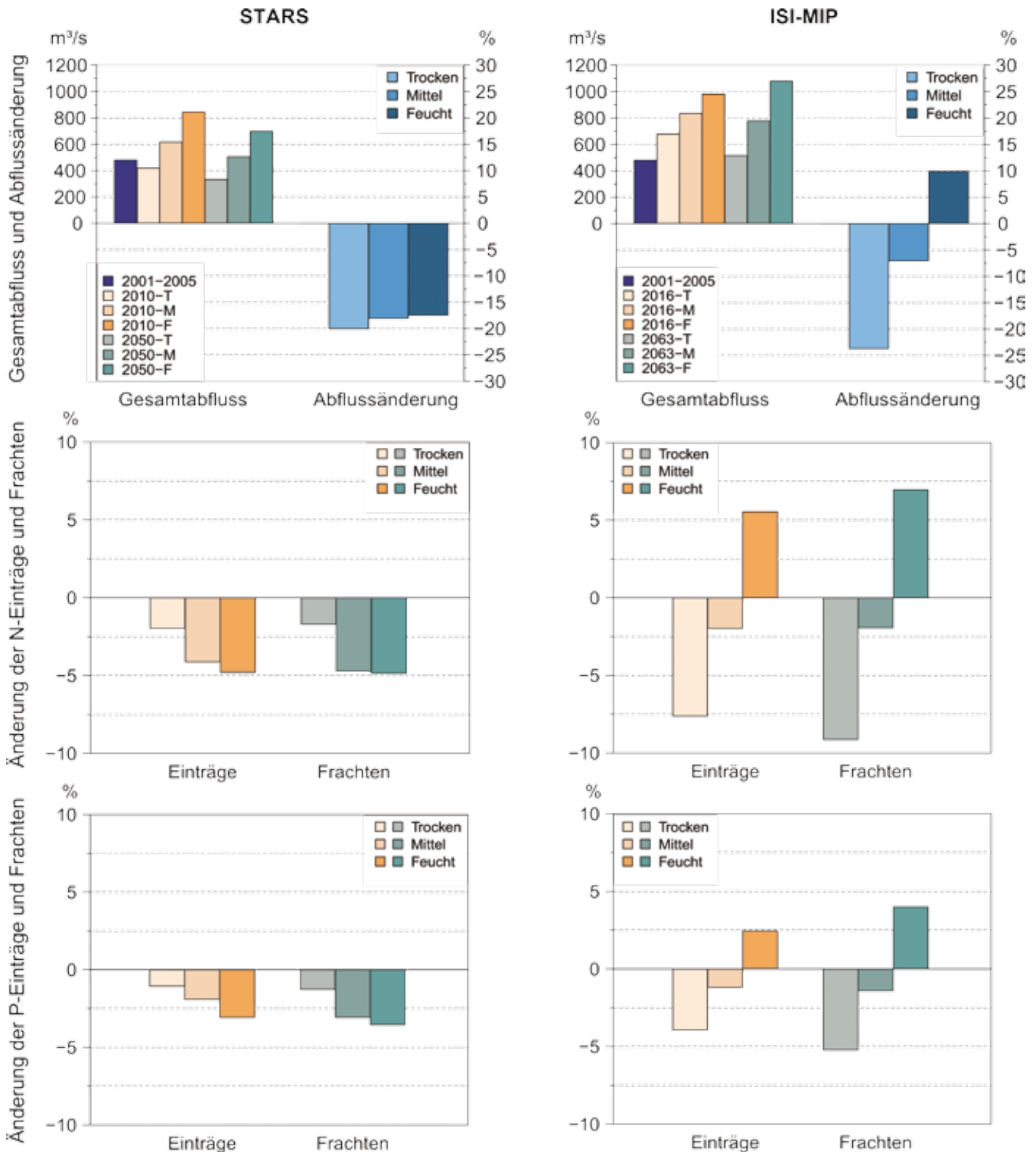
cken (-8 %) und der mittleren (-2 %) zu der feuchten Ausprägung (+7 %) um (Abb. 3, Mitte rechts). Die TP-Einträge ändern sich beim STARS-Szenario um -1 % (trocken), -2 % (mittel) und -3 % (feucht) (Abb. 3, unten links). Mit dem ISI-MIP-Szenario werden Änderungen von -4 % (trocken), -1 % (mittel) und +3 % (feucht) simuliert (Abb. 3, unten rechts).

Die Änderung der TP-Einträge beträgt demnach nur ungefähr die Hälfte der Änderung der TN-Einträge. Die Ursache hierfür ist nach VE-NOHR et al. (2013), dass sich die Anteile der verschiedenen Eintragspfade und Eintragsquellen bei Phosphor und Stickstoff erheblich unterscheiden. Während bei Stickstoff die diffusen Quellen dominieren, bilden bei Phosphor die Einträge aus urbanen Systemen (Kläranlagen, Kanalsysteme sowie nicht angeschlossene Einwohner und Flächen) die größten Anteile (Abb. 4). Diese Einträge aus Punktquellen verändern sich bei


Abbildung 2

TN-Einträge und -Frachten (oben) sowie TP-Einträge und -Frachten (unten) im Elbeinzugsgebiet für den Ist-Zustand (Mittel der Jahre 2001–2005) und für zukünftige trockene, mittlere und feuchte Abflussbedingungen, simuliert mit den 100 STARS-Realisierungen (linke Spalte) und mit dem ISI-MIP-Ensemble (rechte Spalte).

TN-emissions and loads (top) and TP-emissions and loads (bottom) in the Elbe River basin for the current state (average of the period 2001–2005) and for dry, mean and wet future runoff conditions simulated using the 100 STARS realisations (left column) and the ISI-MIP ensemble (right column)

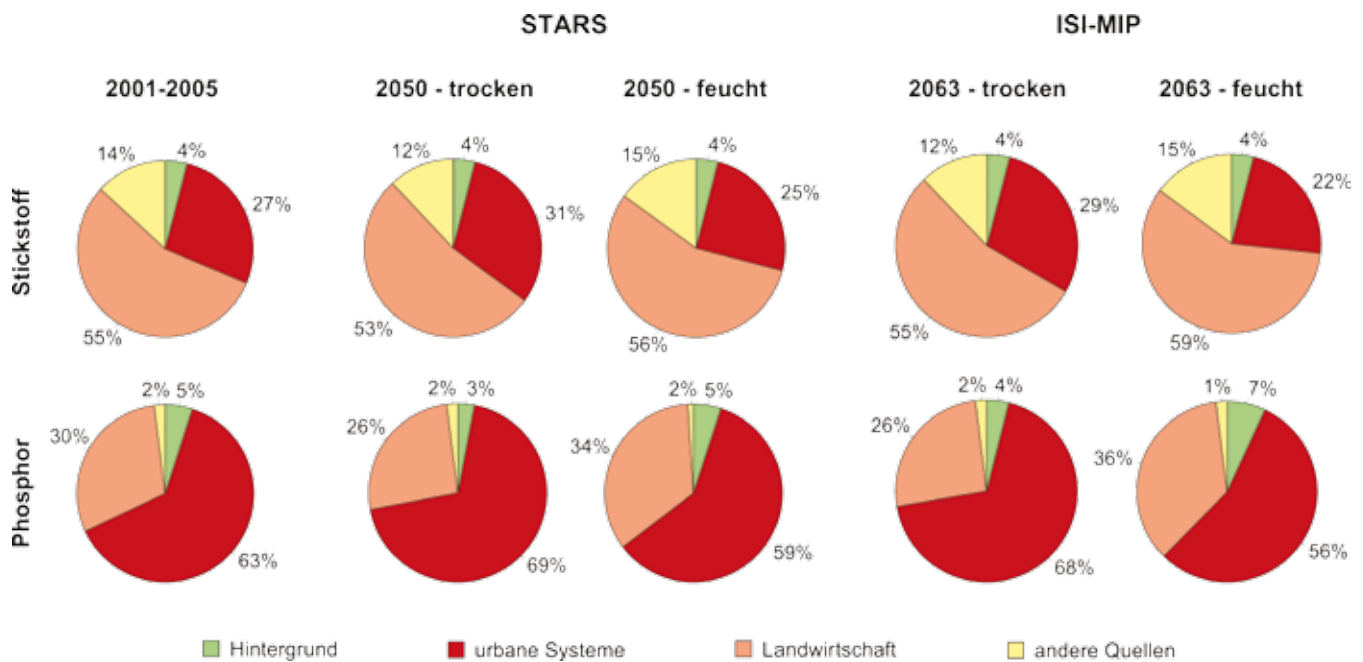
**Abbildung 3**

Änderung des mittleren monatlichen Abflusses in Neu Darchau (oben), Änderung der TN-Einträge und -Frachten (mittig) sowie Änderung der TP-Einträge und -Frachten (unten) im Elbeinzugsgebiet für zukünftige trockene, mittlere und feuchte Abflussbedingungen, simuliert mit den 100 STARS-Realisierungen (links) und mit dem ISI-MIP-Ensemble (rechts)

Change in mean monthly runoff in Neu Darchau (top), change in TN-emissions and loads (middle) and change in TP-emissions and loads (bottom) in the Elbe River basin for future dry, mean and wet runoff conditions, simulated using the 100 STARS realisations (left) and the ISI-MIP ensemble (right)

unterschiedlichen Abflussbedingungen nur geringfügig. Dagegen zeigen diffuse Einträge einen stärkeren Zusammenhang mit den Abflussbedingungen (VENOHR et al. 2013). Für beide Nährstoffe ist charakteristisch, dass die Anteile aus Siedlungen mit ab-

nehmendem Abfluss zunehmen, was nach VENOHR et al. (2013) vor allem auf die näherungsweise abflussunabhängigen Einträge aus Kläranlagen zurückzuführen ist. Im Vergleich zu den feuchten Ausprägungen ergeben sich daher bei den trockenen Ausprä-

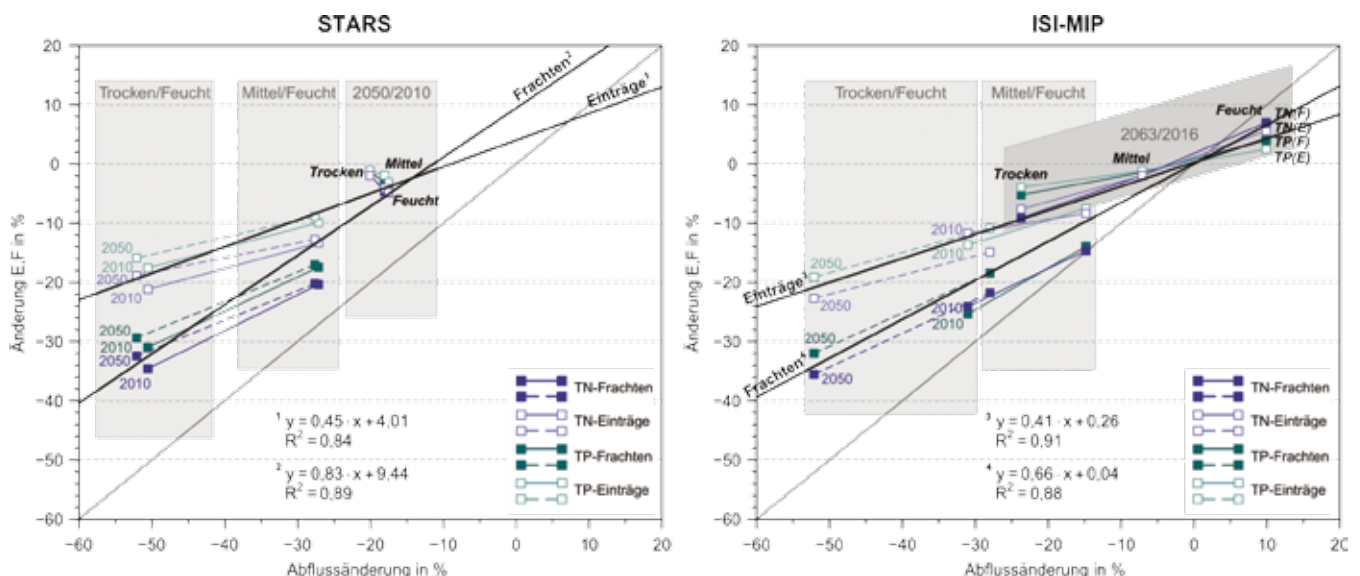

Abbildung 4

Anteile verschiedener Eintragspfade an den TN- und TP-Einträgen im Elbegebiet für den Ist-Zustand 2001–2005 und für die trockene und feuchte Ausprägung des STARS-Szenarios im Jahr 2050 bzw. für die trockene und feuchte Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios im Jahr 2063

Share of different emission pathways in the TN- and TP-emissions in the Elbe River basin for the current state (average of the period 2001–2005) and for the dry and wet specification of the STARS scenario in the year 2050 and of the ISI-MIP scenario in the year 2063

gungen des STARS-Szenarios für das Jahr 2050 größere Anteile der urbanen Systeme an den Gesamteinträgen. Der kleinste Anteil der urbanen Systeme an den Gesamteinträgen wird bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios für das Jahr 2063 simuliert, die durch eine Abflusszunahme gekennzeichnet ist.

Die Änderung der Frachten liegt sowohl beim STARS-Szenario als auch beim ISI-MIP-Szenario bis zu 2 % über den Eintragsänderungen (Abb. 3). Die Änderung der Einträge beider Nährstoffe korreliert mit der Änderung des Abflusses (Abb. 5). Die Frachten reagieren jedoch insgesamt sensibler auf Abflussänderungen,


Abbildung 5

Korrelation zwischen relativer Änderung der TN- und TP-Einträge (E) und -Frachten (F) und relativer Änderung des mittleren monatlichen Abflusses in Neu Darchau. Die einzelnen Quadrate repräsentieren jeweils die Änderung zwischen Zeiträumen (2050 versus 2010 beim STARS-Szenario bzw. 2063 versus 2016 beim ISI-MIP-Szenario) bei verschiedenen Abflusssituationen (trocken, mittel, feucht) und zwischen Abflusssituationen (mittel vs. feucht und trocken vs. feucht) in verschiedenen Jahren (2010 und 2050 bzw. 2016 und 2063)

Correlation between the relative change in TN- and TP-emissions (E) and loads (F) and the relative change in mean monthly runoff at gauge Neu Darchau. Each square represents the change between periods (2050 versus 2010 for the STARS scenario and 2063 versus 2016 for the ISI-MIP scenario) for different runoff conditions (dry, mean, wet) and between different runoff conditions (mean vs. wet and dry vs. wet) in different years (2010/2050 and 2016/2063)

da sich die Nährstoffretention in Abhängigkeit von den Abflussbedingungen ändert. Nach BEHRENDT & OPITZ (1999) nimmt die frachtengewichtete Nährstoffretention exponentiell mit Zunahme der Abflusspende ab. Eine Reduktion der Abflusspende

bewirkt also neben der Reduktion der Einträge eine Zunahme der Retention, was zu einer zusätzlichen Reduktion der Frachten führt. Der umgekehrte Effekt tritt bei einer Zunahme der Niederschläge und Abflüsse auf, durch die es zu erhöhten Einträgen

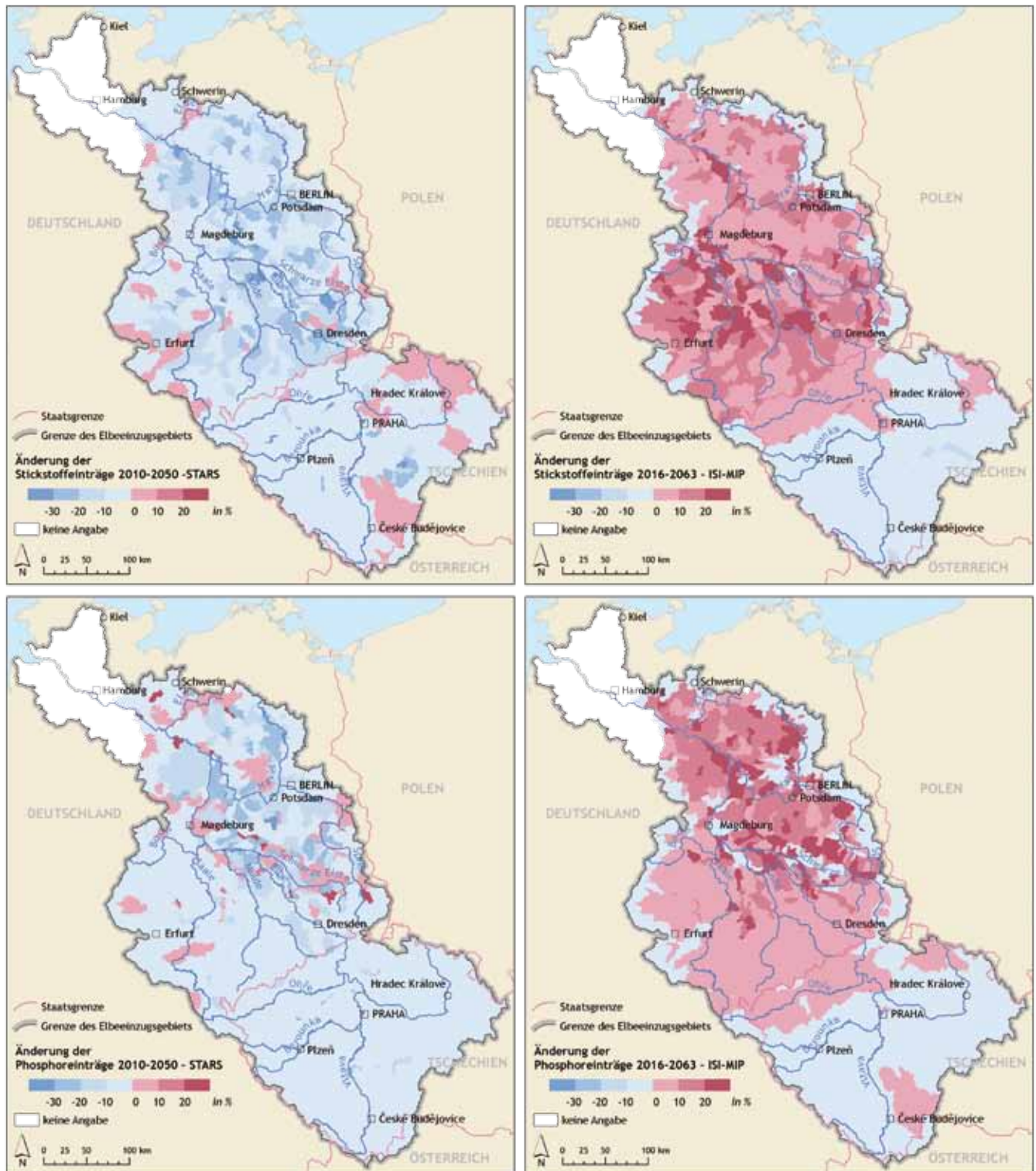


Abbildung 6

Relative Änderung der TN- (oben) und TP- (unten) Einträge im Elbegebiet zwischen 2010 und 2050 für die feuchte Ausprägung des STARS-Szenarios (links) und zwischen 2016 und 2063 für die feuchte Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios (rechts)

Relative change in TN- (top) and TP- (bottom) emissions in the Elbe River basin between 2010 and 2050 for the wet specification of the STARS scenario (left) and between 2016 and 2063 for the wet specification of the ISI-MIP scenario (right)

kommt, z.B. über Erosion oder eine verstärkte Auswaschung von Nährstoffen bei einer gleichzeitig reduzierten Retention der Nährstoffe im Boden, im Zwischenabfluss und in den Oberflächengewässern. Diese Auswirkung ist bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios erkennbar (Abb. 5).

Abbildung 6 zeigt die räumliche Verteilung der Änderungen der Nährstoffeinträge im Elbegebiet für die jeweils feuchte Ausprägung der beiden Szenarien. Während sowohl die TN- als auch die TP-Einträge beim STARS-Szenario im größten Teil des Einzugsgebiets abnehmen, zeigt sich beim ISI-MIP-Szenario, mit Ausnahme des tschechischen Teils des Einzugsgebiets, eine Zunahme der Einträge beider Nährstoffe.

3.3 Effekt von Reduktionsmaßnahmen unter Klimawandel

Die Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Einträge aus der Landwirtschaft und punktueller Einträge aus urbanen Systemen ist exemplarisch für zwei Maßnahmen in den Abbildungen 7 und 8 dargestellt. Die Maßnahme zur Erosionsminderung bewirkt zusätzlich zur klimabedingten Änderung eine, aufgrund des geringen Anteils der N-Einträge über Erosion, erwartungsgemäß geringe Änderung der TN-Frachten und -Einträge um -1 % bei allen Ausprägungen beider Klimaszenarien. Bei den TP-Einträgen betragen die maßnahmenbedingten Änderungen hingegen -9 % (ISI-MIP/STARS trocken) und -10 % (ISI-MIP/STARS mittel und feucht). Die TP-Frachten ändern sich um -6 % (ISI-MIP/STARS trocken), -7 % (ISI-MIP/STARS mittel) und -8 % (STARS feucht) bzw. -9 % (ISI-MIP feucht). Der TP-Eintrag von landwirtschaftlichen Flächen erfolgt im Vergleich zu TN zu einem größeren Teil in partikulär gebundener Form. Zum Beispiel misst KRONVANG (1992) in einem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet in Dänemark einen Anteil von partikulärem Phosphor an den TP-Frachten von 66 %. Im Elbegebiet berechnen BEHRENDT et al. (2003) für den Zeitraum 1998–2000 einen Anteil der Erosion an den TP-Einträgen von ca. 40 %. Bei den TN-Einträgen beträgt der Anteil der Erosion in diesem Zeitraum nur 3 %. Erosionsminder-

de Maßnahmen wirken sich daher in stärkerem Maße auf die Einträge und Frachten von Phosphor als auf die von Stickstoff aus. Bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios bewirkt die Maßnahme trotz der klimabedingten Zunahme der Einträge um 4 % eine Abnahme der resultierenden Einträge um 5 %.

Mit der Maßnahme zur Reduktion punktueller Einträge (Abb. 8) ändert sich der TN-Eintrag zusätzlich um -3 % (ISI-MIP/STARS trocken und mittel) bzw. -2 % (ISI-MIP/STARS feucht). Bei den TN-Frachten bewirkt die Maßnahme eine Änderung von -4 % (ISI-MIP/STARS trocken) und -3 % (ISI-MIP/STARS mittel und feucht). Die zusätzliche Änderung der TP-Einträge beträgt -6 % (ISI-MIP/STARS trocken und mittel) bzw. -5 % (ISI-MIP/STARS feucht). Die TP-Frachten ändern sich aufgrund der Maßnahme zusätzlich um -10 % (ISI-MIP trocken) bzw. -11 % (STARS trocken), -9 % (ISI-MIP/STARS mittel) und -8 % (ISI-MIP/STARS feucht). Auch hier bewirkt die Maßnahme bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios trotz der klimabedingten Zunahme der Einträge eine

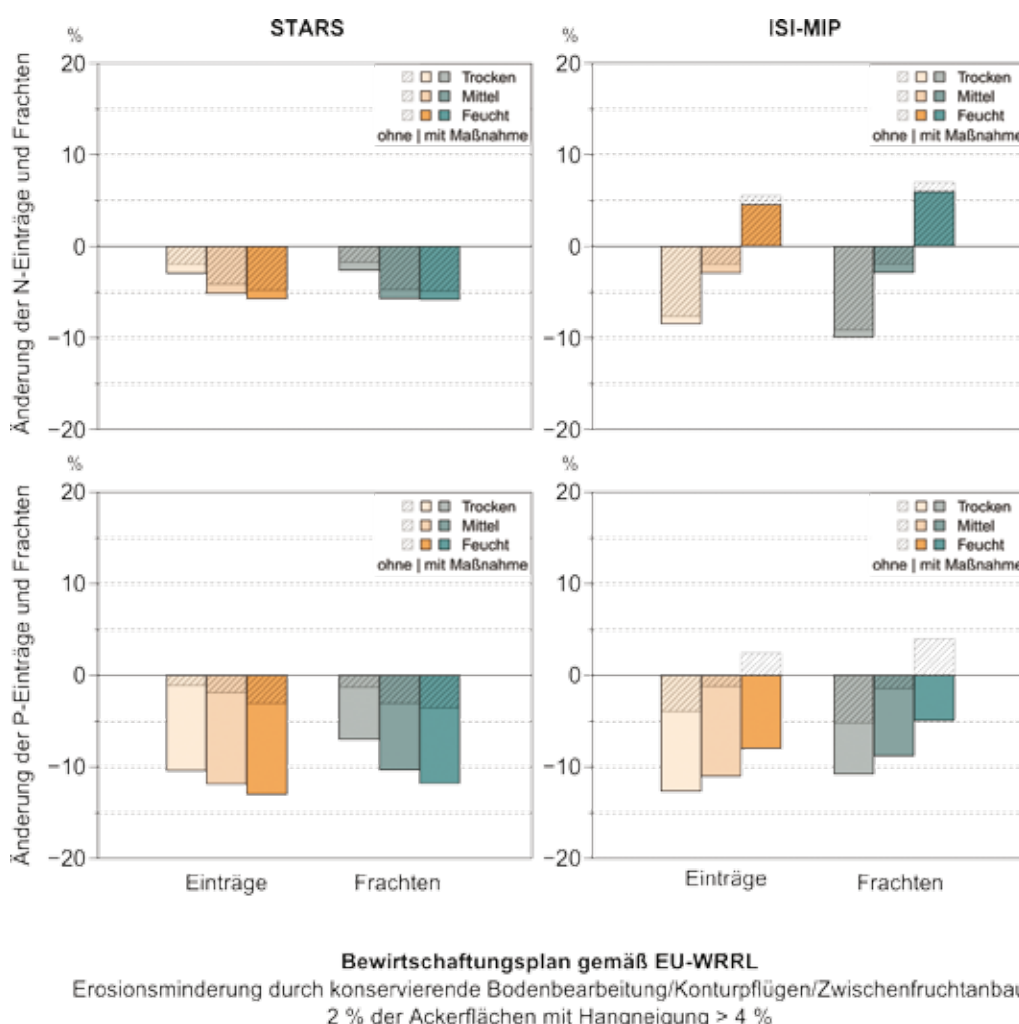
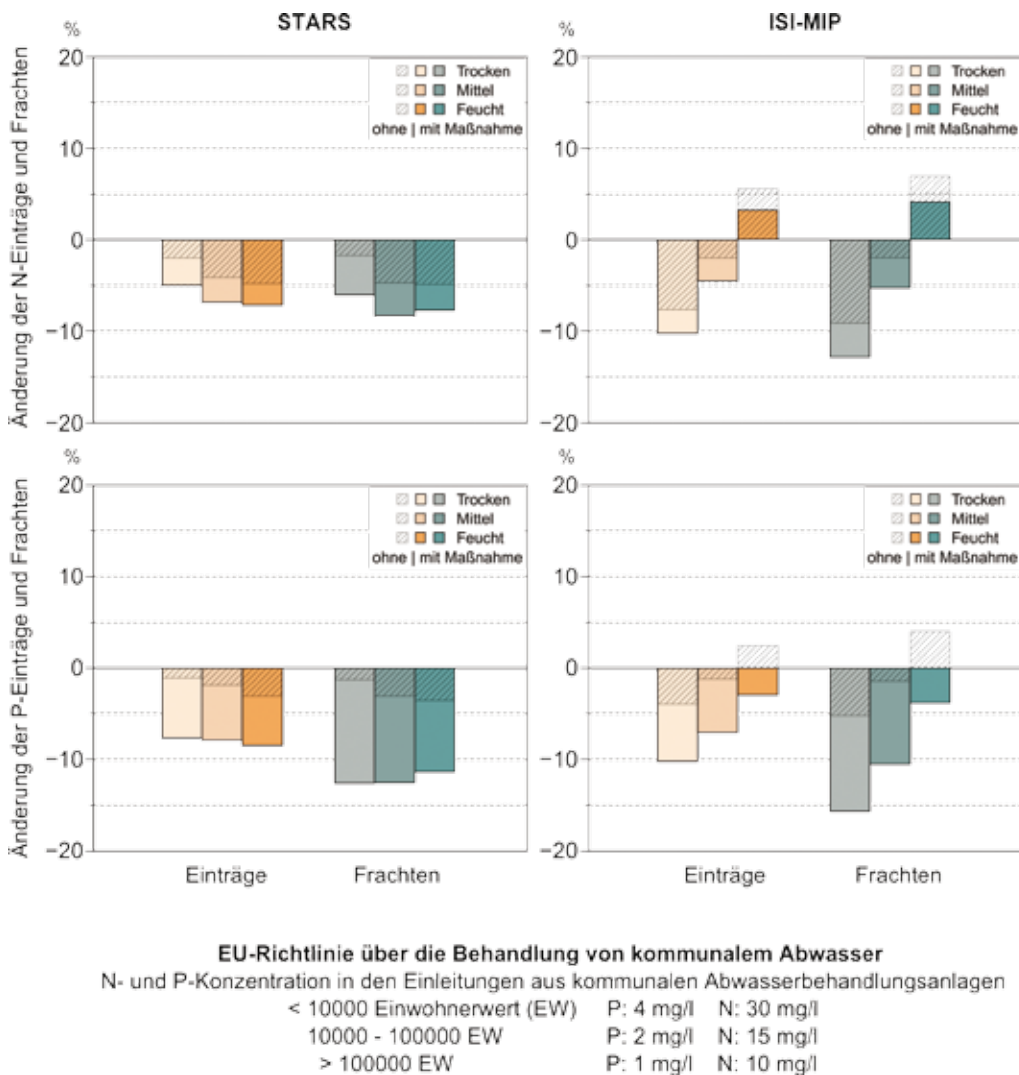


Abbildung 7

Änderung der TN- (oben) und TP- (unten) Einträge und -Frachten im Elbe-Einzugsgebiet bei Anwendung einer Maßnahme aus dem Maßnahmenkatalog des Bewirtschaftungsplans gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Reduktion der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft. Die grau schraffierten Säulen zeigen jeweils die Änderungen ohne Maßnahme.

Change in TN- (top) and TP- (bottom) emissions and loads in the Elbe River basin when applying a measure from the management plan according to the EU-water framework directive that aims at reducing diffuse emissions from agriculture. The grey shaded bars represent the changes without applying the measure.

**Abbildung 8**

Änderung der TN- (oben) und TP- (unten) Einträge und -Frachten im Elbeinzugsgebiet bei Anwendung der Richtwerte aus der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser. Die grau schraffierten Säulen repräsentieren jeweils die Änderungen ohne Maßnahme.

Change in TN- (top) and TP- (bottom) emissions and loads in the Elbe River basin when applying the target values from the EU-waste water treatment directive. The grey shaded bars represent the changes without applying the measure.

Abnahme der resultierenden TP-Einträge und -Frachten um 4 %. Die insgesamt geringe Abnahme der Einträge durch diese Maßnahme belegt, dass die Kläranlagen die Ziele der Abwasserverordnung bereits weitestgehend erfüllen. Aktuelle Berechnungen haben gezeigt, dass für das Jahr 2010 die Abwasserverordnung jetzt schon nahezu vollständig umgesetzt wurde (BECKER & VENOHR 2015).

4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass szenariobedingte Niederschlags- und Abflussänderungen zu deutlichen Änderungen der Nährstoffeinträge und -frachten führen können. Das Änderungssignal des Abflusses unterscheidet sich bei den beiden betrachteten Klimaszenarien, je nach Ausprägung, im Betrag oder zusätzlich in der Richtung. Gleichwohl ist die Korrelation zwischen Abflussänderung und Änderungen der Einträge und Frachten in beiden

Szenarien ähnlich stark; die Regressionsparameter weisen nur bei den Einträgen deutlichere Unterschiede zwischen den Szenarien auf (Abb. 5). Diese können auf den insgesamt trockeneren Charakter des STARS-Szenarios zurückgeführt werden, der zu einer stärkeren Retentionswirkung führt.

Die feuchte Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios erweitert die Bandbreite der trockenen Projektionen von STARS, bei denen die Abflüsse in allen drei Ausprägungen abnehmen.

Die Ergebnisse können als Grundlage für eine Annahme dienen, wie sich die Nährstoffeinträge und -frachten in den nächsten 50 Jahren aufgrund des Klimawandels verändern könnten. Im Schwankungsbereich der Szenarien ergeben sich aus den projizierten Abflussänderungen nur geringe Auswirkungen auf Nährstoffeinträge und -frachten. Diese geringe Sensitivität ist auch ein Hauptgrund für die vergleichsweise kleinen Unterschiede zwischen den Szenarien.

Grundsätzlich bestätigen die Ergebnisse die Erwartung, dass die Änderungen der Einträge und Frachten geringer ausfallen als die

Änderungen des Niederschlags und der Abflüsse. Dies ist zum einen dadurch zu erklären, dass nur ein Teil der Einträge direkt niederschlagsgetrieben ist (Erosion, Abschwämmung, Mischkanalisationsentlastung). Einträge über kommunale Kläranlagen (insbesondere die Anteile aus Haushalten und Industrie) sind hingegen weitestgehend niederschlagsunabhängig. Zusätzlich wurden keine Klimawandel-bedingten Änderungen im N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt, die sich aus anderen Wachstumsbedingungen und Ernteentzügen ergeben könnten. Damit bleiben, abgesehen von leicht variierenden Denitrifikationsraten im Boden, die Stickstoff-Einträge über Drainagen und Grundwasser in der Jahressumme weitestgehend unverändert.

Berücksichtigt man die im Folgenden beschriebenen Unsicherheiten in den beteiligten Modellen zur Simulation von Klimaänderung, Abflussgenerierung und Nährstoffeinträgen, sind Ände-

rungen von unter 10 % geringer als die Gesamtunsicherheit der Modellkette und sollten somit eher hinsichtlich der angezeigten Tendenzen interpretiert werden.

Zum einen sind die Klimaszenarien mit einem Fehler behaftet. MARTÍNKOVÁ et al. (2011) vergleichen die mit SWIM simulierten Nitrat-Frachten in einem Teileinzugsgebiet der Elbe (jeweils angetrieben mit STARS und REMO), um daraus eine Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Nitratfrachten abzuleiten. Während das dynamische Klimamodell REMO eine Zunahme der Abflüsse und Nitratfrachten im Winter projiziert, nehmen mit STARS die Nitratfrachten ganzjährig ab. Die Autoren führen die größte Unsicherheit hierbei auf die Unterschiede in den Modellansätzen der Klimamodelle zurück. Da selbst die feuchte Ausprägung des STARS-Szenarios durch eine Niederschlagsabnahme gekennzeichnet ist, schlussfolgern sie, dass das STARS-Szenario für zukünftige Klimaänderungen nicht repräsentativ ist. Die Untersuchungen von WECHSUNG & WECHSUNG (2014, 2015) bestätigen diese Aussage; sie zeigen, dass die STARS-Simulationen keine eigene Projektionsgüte besitzen.

Zwar ist das ISI-MIP-Szenario methodisch besser begründet als das STARS-Szenario und daher plausibler, trotzdem beinhaltet auch dieses Szenario einen Fehler, der u.a. auf die große räumliche Auflösung, die Unsicherheit in den Annahmen für die verschiedenen RCP und die Unsicherheit zurückzuführen ist, die sich aus den Randbedingungen ergibt, auf die die Klimamodelle unterschiedlich sensitiv reagieren.

Im zweiten Teil der Modellkette wird durch SWIM ein weiterer Fehler hinzugefügt. Ein Effekt der unvermeidbaren Generalisierungen bei der räumlich verteilten hydrologischen Modellierung ist, dass die Güte der Simulationen mit der Größe der betrachteten Teileinzugsgebiete abnimmt (vgl. CONRADT et al. 2012 und ROERS et al. 2013).

Ein vergleichbarer Effekt tritt bei der Stoffeintragsmodellierung auf. Am Beispiel der oberen Stör zeigen VENOHR et al. (2005), dass die Modellgüte von MONERIS mit kleiner werdender Teileinzugsgebietsgröße abnimmt. Als Ursache führen diese an, dass mit abnehmender Modell-Skala die räumliche und zeitliche Variabilität der Einzugsgebietscharakteristika und gleichzeitig der Einfluss der verschiedenen Eintragsprozesse sowie deren Bedeutung für die Gesamteinträge zunehmen. BEHRENDT et al. (2003) modellierten mit MONERIS für den Zeitraum 1998–2000 die Frachten in verschiedenen deutschen Einzugsgebieten. Für die Gesamtelbe sind die Abweichungen der Simulations- von den Messwerten ähnlich gering wie bei den Simulationen mit der in der vorliegenden Untersuchung genutzten EET-Version. Jedoch zeigen sich in den damaligen Simulationen ebenfalls größere Abweichungen in den Nebenflüssen. Im Havelgebiet betragen sie sowohl bei TN als auch bei TP über 50 %, im Saale- und Muldegebiet jeweils zwischen 7 und 16 %. HESSE & KRYSAANOVA (2016) simulieren mit SWIM im Zeitraum 2001–2010 für Nitrat-Stickstoff und Phosphat-Phosphor im Havel- und Muldegebiet ebenfalls schlechtere Ergebnisse als in der Gesamtelbe. Es handelt sich daher um ein Problem, das von Modellversion und -ansatz unabhängig ist. Die vorliegenden Analysen beziehen sich aus den genannten Gründen auf die Eintragungssituation im Gesamtgebiet.

Generell ist die Stoffeintragsmodellierung, die im dritten Teil der Modellkette zur Anwendung kommt, mit Unsicherheiten

verbunden. Deren Quellen sind nach LINDENSCHMIDT (2007): Unsicherheiten bei der Parametrisierung, Unsicherheiten in den Eingangsdaten und strukturelle Unsicherheiten, die sich aus der mathematischen Beschreibung der Nährstoffumsetzungsprozesse im Boden, im Grundwasser, in den Gewässern und in den Sedimenten ergeben. Diese Feststellungen gelten sowohl für statistische Modellansätze wie MONERIS als auch für prozessbasiert-deterministische Modellansätze wie z.B. dem von HESSE & KRYSAANOVA (2016).

HESSE & KRYSAANOVA (2016) und HESSE et al. (2012) integrieren biogeochemische Umsetzungsprozesse (Algenwachstum, Ammoniumzyklus) in Form mathematischer Gleichungen in SWIM und wenden das Modell für das Elbe- bzw. das Saale-Einzugsgebiet an. Sie erzielen mit dieser Modellanpassung bessere Ergebnisse. Allerdings muss nach HESSE et al. (2013) berücksichtigt werden, dass mit zunehmender Modellkomplexität und einer steigenden Anzahl von Kalibrierungsparametern der Zeitaufwand der Modellentwicklung und -anwendung und wiederum die Unsicherheiten dramatisch zunehmen können.

Bei der hier umgesetzten Modellkopplung von SWIM und MONERIS wurde nur der Gesamtabfluss von SWIM an MONERIS übergeben. Da die Abflusssparation in den beiden Modellen auf unterschiedliche Weise erfolgt, unterscheiden sich die jeweils simulierten Abflusskomponenten teilweise deutlich (z.B. Änderungssignal des Oberflächenabflusses: STARS/MONERIS: -29 %, STARS/SWIM: -12 %, ISI-MIP/MONERIS: -15 %, ISI-MIP/SWIM: +4 %). Eine Verwendung der durch SWIM simulierten Abflusskomponenten in MONERIS würde die Konsistenz des Modellverbundes stärken und für Folgeprojekte eine entsprechende Sensitivitätsanalyse ermöglichen.

Das hier verwendete Modellsystem entspricht trotz des Austauschs der Klimaszenarien nicht in allen Punkten dem aktuellen Entwicklungsstand der Modelle (insbesondere MONERIS). Die vorliegende Untersuchung ist aber insbesondere durch die Verwendung „eingefrorener Entwicklungsstände“ ein Beispiel und Motivation für eine fortlaufende Aktualisierung von Szenarien, die durch den Vergleich mit bisherigen Simulationsergebnissen eingeordnet werden können. Dies erhöht die Transparenz und Vergleichbarkeit der Ergebnisse und trägt dazu bei, das Vertrauen in die Eingangsdaten zu erhöhen.

5 Schlussfolgerungen

Die Auswirkungen, die unterschiedliche Änderungssignale des modellierten Abflusses auf die modellierten Nährstoffeinträge und -frachten haben, konnten mit Hilfe der Verwendung von zwei verschiedenen Szenarien zur Klimaänderung verglichen werden. Da die Entwicklung der Nährstoffeinträge und -frachten stark mit der Abflussänderung korreliert, folgen aus einer projizierten Abflussänderung gleichgerichtete Änderungen der Einträge und Frachten. Obwohl die unterschiedlichen Ausprägungen des ISI-MIP-Szenarios im Unterschied zum STARS-Szenario auch eine Abflusszunahme umfassen, bleiben die Effekte eines Szenarienaustausches gering.

Für alle drei Ausprägungen des STARS-Szenarios wird eine Änderung der TN-Einträge zwischen -2 und -5 % projiziert. Mit dem ISI-MIP-Szenario wird für die trockene und mittlere Ausprägung ebenfalls eine Änderung der TN-Einträge von -8 % bzw. -2 %

projiziert. Bei der feuchten Ausprägung führt die projizierte Abflusszunahme jedoch zu einer Änderung der TN-Einträge um +7 %. Die relativen Änderungen der TP-Einträge haben in beiden Szenarien in allen Ausprägungen jeweils die gleiche Richtung wie die TN-Eintragsänderung. Allerdings betragen sie jeweils nur ungefähr die Hälfte der TN-Eintragsänderung. Die Änderung der TN- und TP-Frachten liegt bei beiden Szenarien bis zu 2 Prozentpunkte über den Eintragsänderungen.

Für den Schwankungsbereich der Szenarien zeigen die Simulationsergebnisse bei den Nährstoffeinträgen und -frachten eine geringe Vulnerabilität des Elbegebiets gegenüber dem Klimawandel. Die Projektionen sind, wie in der Diskussion ausgeführt wurde, mit erheblichen Fehlern behaftet. Dessen ungeachtet unterscheidet sich der Effekt der ausgewählten Maßnahmen bei den betrachteten Abflussverhältnissen nur geringfügig. Bei der feuchten Ausprägung des ISI-MIP-Szenarios ändert sich der Gesamtabfluss um +10 %, was zu einer Änderung der Einträge von +5 % bei TN bzw. +2 % bei TP und einer Änderung der Frachten von +7 % bei TN bzw. +4 % bei TP führt. Auch bei dieser Ausprägung bleibt der Eintrag-reduzierende Effekt der Maßnahmen bestehen. Die betrachteten Maßnahmen lassen sich somit als "no-regret" Maßnahmen bezeichnen, die bei verschiedenen möglichen Klimaänderungen, repräsentiert durch zwei unterschiedliche Klimamodellansätze mit jeweils drei Klimaausprägungen, eine zusätzliche Reduktion der Nährstoffeinträge bewirken.

Obwohl die Simulationen überwiegend eine Abnahme der Einträge und Frachten zeigen, ist nicht zwangsläufig davon auszugehen, dass die Ziele der WRRL und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) somit eher erreicht werden. Aufgrund der Tatsache, dass die Abflüsse stärker abnehmen als die Frachten, ergeben sich zwangsläufig höhere Konzentrationen in den Oberflächengewässern, was sich bei der Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer nachteilig auswirken würde.

Conclusions

The impact of different signals of a change in river basin discharge on nutrient emissions and loads has been compared using two different climate change scenarios. As the development of nutrient emissions and loads strongly correlates with the change in runoff, a projected change in precipitation directly leads to a similarly directed change in emissions and loads. In contrast to the STARS scenario, the different specifications of the ISI-MIP scenario include an increase in river basin discharge. However, the exchange of the scenarios has only a minor effect. For all specifications of the STARS scenario, a change in TN emissions between -2 and -5 % is projected. The ISI-MIP scenario projects a change in emissions of -8 % and -2 %, respectively for the dry and mean specification. As regards the wet specification, the projected increase in river basin discharge leads to a change in TN emissions of +7 %. In both scenarios and all specifications, the relative changes in TP emissions show the same direction as the changes in TN emissions. However, they account for only half of the changes in TN emissions. In both scenarios, the changes in TN and TP loads are up to 2 percentage points higher than the changes in emissions.

In the range of the scenarios, the simulation results show only a minor vulnerability of the Elbe River basin to climate change

regarding nutrient emissions and loads. As described in the discussion chapter, there are huge uncertainties in the climate projections. However, the effect of selected measures differs only slightly between the considered runoff conditions. In the event of the wet specification of the ISI-MIP scenario, the change in river basin discharge is +10 %, which leads to a change in TN emissions of +5 % and in TP emissions of +2 % and a change in TN loads of +7 % and in TP loads of +4 %. Also in the case of this specification, the emission-reducing effect of the measure persists. The considered measures can be described as "no-regret" measures causing an additional reduction in nutrient emissions regardless of the climate scenario used. Different possible climate change signals were represented by two different climate modelling approaches, each providing a scenario with a dry, mean and wet specification.

The simulations predominantly show a decrease in emissions and loads. However, this does not necessarily mean that the objectives of the water framework directive and the marine strategy framework directive will be achieved. Due to the fact that the decrease in runoff is bigger than the decrease in loads, the nutrient concentrations in the surface water bodies will increase. This has negative implications for the surface water chemical status.

Danksagung

Wir bedanken uns bei zwei anonymen Gutachtern für ihre Kommentare zu dem Manuskript. Außerdem danken wir Herrn H. Düwel von der DHI-Wasy GmbH für die technische Unterstützung bei der Nutzung der EET. Die vorliegende Untersuchung wurde durch das BMBF finanziell unterstützt (FKZ 01LW1102A).

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Geoökol. M. Roers
Dr. F. Wechsung
Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
Telegraphenberg A62, 14473 Potsdam
roers@pik-potsdam.de

Dr. M. Venohr
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin

Prof. Dr. habil. E.N. Paton geb. Müller
TU Berlin, Institut für Ökologie
Ernst-Reuter-Platz 1, 10587 Berlin

Literaturverzeichnis

- BACH, M. & A. SKITSCHAK (2007): Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung „Kreise und kreisfreie Städte“. – Endbericht des UBA-F+E-Projektes FKZ 205 24204
- BECKER, A. & M. VENOH (2015): Anwendung des Nährstoffbilanzierungsmodells MONERIS. – Bericht erstellt im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe. 112 S.
- BEHRENDT, H. & R. DANNOWSKI (2005): Nutrients and Heavy Metals in the Odra River System: Emissions from Point and Diffuse Sources, their Loads, and Scenario Calculations on Possible Changes. – Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Aufl.

- BEHRENDT, H. & D. OPITZ (1999): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. – *Hydrobiologia* 410 (0), 111–122
- BEHRENDT, H., M. KORNMILCH, D. OPITZ, O. SCHMOLL & G. SCHOLZ (2002): Estimation of the nutrient inputs into river systems – experiences from German rivers. – *Regional Environmental Change* 3 (1–3), 107–117
- BEHRENDT, H., M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G. PAGENKOPF, G. SCHOLZ & F. WENDLAND (2003): Nutrient Emissions into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure. – Research Report 299 22 285. UBA-FB 000446/E. Texte 82/03. – Bericht erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes
- BEHRENDT, H., P. HUBER, M. KORNMILCH, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHOLZ & R. UEBE (1998): Nutrient Emissions into River Basins of Germany. Research Report 296 25 515. UBA-FB 99-087/e. Texte 23/00. – Bericht erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes
- BERLEKAMP, J., S. LAUTENBACH, N. GRAF, S. REIMER & M. MATTHIES (2007): Integration of MONERIS and GREAT-ER in the decision support system for the German Elbe river basin. – *Environmental Modelling & Software* 22 (2), 239–247
- BfG, DWD, BSH, BAW (Hrsg.) (2015): KLIWAS Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen. Synthesebericht für Entscheidungsträger. – KLIWAS-57/2015; DOI: 10.5675/Kliwas_57/2015_Synthese
- CARL, P. & H. BEHRENDT (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 1. Comprehensive foundation. – *Water Resources Research* 44 (2), W02420
- CARL, P., K. GERLINGER, F.F. HATTERMANN, V. KRYSANOVA, C. SCHILLING & H. BEHRENDT (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 2. Extended demonstration. – *Water Resources Research* 44 (3), W03426
- CONRADT, T., M. KALTOFEN, M. HENTSCHEL, F.F. HATTERMANN & F. WECHSUNG (2007): Impacts of global change on water-related sectors and society in a trans-boundary central European river basin – Part 2: from eco-hydrology to water demand management. – *Advances in Geosciences* 11, 93–99
- CONRADT, T., H. KOCH, F. HATTERMANN & F. WECHSUNG (2012): Spatially differentiated management-revised discharge scenarios for an integrated analysis of multi-realisation climate and land use scenarios for the Elbe River basin. – *Regional Environmental Change* 12 (3), 1–16
- EMEP (2002): Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe. European Monitoring and Evaluation Programme; http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/webd-ab_emepdatabase/emissions_emepmodels/
- EU (1998): Änderung der Richtlinie 91/271/EWG zur Behandlung von kommunalem Abwasser. – Kommission der Europäischen Gemeinschaften
- FAO (2007): Digital Soil Map of the World – version 3.6. Food and Agriculture Organization of the United Nations; <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=14116>. Zuletzt aufgerufen am 03.02.2016
- FGG ELBE (2009): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. – Flussgebietsgemeinschaft Elbe
- FUCHS, S., U. SCHERER, R. WANDER, H. BEHRENDT, M. VENOHR, D. OPITZ, T. HILLENBRAND, F. MARSCHEIDER-WEIDEMANN & T. GÖTZ (2011): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. – Im Auftrag des Umweltbundesamtes; UBA-Texte 45/2010; <http://www.uba.de/uba-info-medien/4017.html>
- GADEGAST, M. & M. VENOHR (2015): Modellierung historischer Nährstoffeinträge und -frachten zur Ableitung von Nährstoffreferenz- und Orientierungswerten für mitteleuropäische Flussgebiete. – Bericht erstellt im Auftrag des NLWKN; 39 S.
- GERICKE, A. & M. VENOHR (2015): Further Development of the MONERIS Model with Particular Focus on the Application in the Danube Basin. – Bericht erstellt im Auftrag des „Permanent Secretariat of the International Commission for the Protection of the Danube River“; 43 S.
- HELM, B., T. TEREKHANOVA, J. TRÄNCKNER, M. VENOHR & P. KREBS (2013): Attributiveness of a mass flow analysis model for integrated water resources assessment under data-scarce conditions. – *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 67 (2), 261–270
- HEIDECHE, C., U. HIRT, P. KREINS, P. KUHR, R. KUNKEL, J. MAHNKOPF, M. SCHOTT, B. TETZLAFF, M. VENOHR, A. WAGNER & F. WENDLAND (2015): Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+- Weser. – Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig; Thünen Rep 21, 380 S.
- HESSE, C. & V. KRYSANOVA (2016): Modeling Climate and Management Change Impacts on Water Quality and In-Stream Processes in the Elbe River Basin. – *Water* 8 (2), 40 S.
- HESSE, C., V. KRYSANOVA & A. VOSS (2012): Implementing In-Stream Nutrient Processes in Large-Scale Landscape Modeling for the Impact Assessment on Water Quality. – *Environmental Modelling & Assessment* 17 (6), 589–611
- HESSE, C., V. KRYSANOVA, T. VETTER & J. REINHARDT (2013): Comparison of several approaches representing terrestrial and in-stream nutrient retention and decomposition in watershed modelling. – *Ecological Modelling* 269, 70–85
- HIRT, U., J. MAHNKOPF, M. GADEGAST, L. CZUDOWSKI, U. MISCHKE, C. HEIDECHE, G. SCHERNEWSKI & M. VENOHR (2014): Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment: reconstructing nutrient regimes using the model MONERIS. – *Regional Environmental Change* 14 (3), 1123–1138
- HUANG, S., V. KRYSANOVA & F. HATTERMANN (2014): Projections of climate change impacts on floods and droughts in Germany using an ensemble of climate change scenarios. – *Regional Environmental Change* 15 (3), 461–473

- KADEN, S., M. KALTOFEN, T. LÜLLWITZ, M. ROERS & R. TIMMERMANN (2010): Die Elbe-Expert-Toolbox – Ein Entscheidungshilfesystem für das integrale wasserwirtschaftliche, (öko-) hydrologische und sozioökonomische Management eines Flusseinzugsgebietes. – In: J. Strobl, T. Blaschke & G. Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2010: Beiträge Zum 22. AGIT-Symposium Salzburg. – Wichmann Verlag, Berlin, 290–299
- KLEEGERG, A., M. HUPFER & G. GUST (2007): Phosphorus entrainment due to resuspension in a lowland river, Spree, NE Germany – A laboratory microcosm study. – *Water Air and Soil Pollution* 183 (1–4), 129–142
- KRYSAOVA, V., D.-I. MÜLLER-WOHLFEIL & A. BECKER (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/ water quality model for mesoscale watersheds. – *Ecological Modelling* 106 (2–3), 261–289
- KRYSAOVA, V., F. WECHSUNG, J.G. ARNOLD, R. SRINIVASAN & J. WILLIAMS (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model) – User Manual. – PIK Report 69, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
- LAUTENBACH, S., J. BERLEKAMP, N. GRAF, R. SEPPELT & M. MATTHIES (2009): Scenario analysis and management options for sustainable river basin management: Application of the Elbe DSS. – *Environmental Modelling & Software* 24 (1), 26–43
- LINDENSCHMIDT, K.-E., K. FLEISCHBEIN & M. BABOROWSKI (2007): Structural uncertainty in a river water quality modelling system. – *Ecological Modelling* 204 (3–4), 289–300
- MARTÍNKOVÁ, M., C. HESSE, V. KRYSAOVA, T. VETTER & M. HANEL (2011): Potential impact of climate change on nitrate load from the Jizera catchment (Czech Republic). – *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36 (13), 673–683
- MKULNV (2006): Berechnung von Frachten in fließenden Gewässern. Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D – Anlage D8. – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- OECD (2001): Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results. Executive Summary. – Organisation for Economic Co-operation and Development
- ORLOWSKY, B., F.-W. GERSTENGARBE & P.C. WERNER (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. – *Theoretical and Applied Climatology* 92 (3–4), 209–223
- OTT, I., D. DUETHMANN, J. LIEBERT, P. BERG, H. FELDMANN, J. IHRINGER, H. KUNSTMANN, B. MERZ, G. SCHAEGLER & S. WAGNER (2013): High-Resolution Climate Change Impact Analysis on Medium-Sized River Catchments in Germany: An Ensemble Assessment. – *Journal of Hydrometeorology* 14 (4), 1175–1193
- QUIEL, K., A. BECKER, V. KIRCHESCH, A. SCHÖL & H. FISCHER (2010): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. – *Regional Environmental Change* 11 (2), 405–421
- ROERS, M. & F. WECHSUNG (2015): Neubewertung der Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Elbegebiet. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59 (3), 109–119; DOI: 10.5675/HyWa_2015,3_3
- ROERS, M., P. GOTTSCHALK, T. CONRADT, C. RACHIMOW & F. WECHSUNG (2013): SWIM-live 1.0 – Tagesaktuelle Simulation des Wasserhaushalts und der landwirtschaftlichen Pflanzenentwicklung im Elbegebiet. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 57 (5), 225–240; DOI: 10.5675/HyWa_2013,5_3
- SARTORIUS, C., T. HILLENBRAND & R. WALZ (2013): Wirkung und Kosten von Maßnahmen zur Reduktion der abwasserbedingten Nährstoffemissionen im deutschen Elbegebiet. – In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.): Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung. – Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Aufl., 561–590
- SCHELLNHUBER, H.J., K. FRIELER & P. KABAT (2014): The elephant, the blind, and the intersectoral intercomparison of climate impacts. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (9), 3225–3227
- SCHIELEN, R.M.J. & P.J.A. GIJSBERS (2003): DSS-large rivers: developing a DSS under changing societal requirements. – *Physics and Chemistry of the Earth* 28 (14–15), 635–645
- SCHREIBER, H., H. BEHRENDT, L.T. CONSTANTINESCU, I. CVITANIC, D. DRUMEA, D. JABUCAR, S. JURAN, B. PATAKI, S. SNISHKO & M. ZEISSNER (2005): Nutrient emissions from diffuse and point sources into the River Danube and its main tributaries for the period of 1998–2000 – results and problems. – *Water Science and Technology* 51 (3–4), 283–290
- SCHWARZAK, S., S. HÄNSEL & J. MATSCHULLAT (2015): Projected changes in extreme precipitation characteristics for Central Eastern Germany (21st century, model-based analysis). – *International Journal of Climatology* 35 (10), 2724–2734
- TREPEL, M., G. OLLESCH & M. REHFELD-KLEIN (2013): Results of a workshop on nutrient management of the River Basin Community Elbe. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 57 (6), 297–302
- VENOHR, M., H. BEHRENDT & W. KLUGE (2005): The effects of different input data and their spatial resolution on the results obtained from a conceptual nutrient emissions model: The River Stör case study. – *Hydrological Processes* 19 (18), 3501–3515
- VENOHR, M., D. OPITZ & H. BEHRENDT (2013): Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet. – In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.): Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung. – Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Aufl., 40–41
- VENOHR, M., U. HIRT, J. HOFMANN, D. OPITZ, A. GERICKE, A. WETZIG, S. NATHO, F. NEUMANN, J. HUERDLER, M. MATRANGA, J. MAHNKOPF, M. GADEGAST & H. BEHRENDT (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. – *International Review of Hydrobiology* 96 (5), 435–483

- VENOHR, M., U. HIRT, J. HOFMANN, D. OPITZ, A. GERICKE, A. WETZIG, K. ORTELACH, S. NATHO, F. NEUMANN & J. HÜRDLER (2009): Das Modellsystem MONERIS. Handbuch für Version 2.14.1vba. – Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.
- VOLK, M., S. LAUTENBACH, H. van DELDEN, L.T.H. NEWHAM & R. SEPPELT (2009): How Can We Make Progress with Decision Support Systems in Landscape and River Basin Management? Lessons Learned from a Comparative Analysis of Four Different Decision Support Systems. – *Environmental Management* 46 (6), 834–849
- VUUREN, D.P. van, J. EDMONDS, M. KAINUMA, K. RIAHI, A. THOMSON, K. HIBBARD, G.C. HURTT, T. KRAM, V. KREY, J.-F. LAMARQUE, T. MASUI, M. MEINSHAUSEN, N. NAKICENOVIC, S.J. SMITH & S.K. ROSE (2011): The representative concentration pathways: an overview. – *Climatic Change* 109 (1–2), 5–31
- WARSZAWSKI, L., K. FRIELER, V. HUBER, F. PIONTEK, O. SERDECZNY & J. SCHEWE (2013): The Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project (ISI-MIP): Project framework. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 11 (9), 3228–3232
- WECHSUNG, F., B. HANSJÜRGENS, V. HARTJE, S. KADEN & M. VENOHR (2011): Bleibt genügend Wasser in den Flüssen? – In: F. Wechsung, H. Koch & P. Gräfe (Hrsg.): *Elbe-Atlas des globalen Wandels*. – Weißensee-Verlag, Berlin, 14–17
- WECHSUNG, F. & M. WECHSUNG (2014): Drier years and brighter sky – the predictable simulation outcomes for Germany’s warmer climate from the weather resampling model STARS. – *International Journal of Climatology*; DOI: 10.1002/joc.4220
- WECHSUNG, F. & M. WECHSUNG (2015): A methodological critique on using temperature-conditioned resampling for climate projections as in the paper of Gerstengarbe et al. (2013) winter storm- and summer thunderstorm-related loss events in Theoretical and Applied Climatology (TAC). – *Theoretical and Applied Climatology*, 1–5; DOI: 10.1007/s00704-015-1600-1
- WEEDON, G.P., S. GOMES, P. VITERBO, W.J. SHUTTLEWORTH, E. BLYTH, H. OESTERLE, J.C. ADAM, N. BELLOUIN, O. BOUCHER & M. BEST (2011): Creation of the WATCH Forcing Data and Its Use to Assess Global and Regional Reference Crop Evaporation over Land during the Twentieth Century. – *Journal of Hydrometeorology* 12 (5), 823–848
- WERNER, P.C., F.-W. GERSTENGARBE, H. ÖSTERLE, B. ORLOWSKY & M. WODINSKI (2013): Modellierung der regionalen Klimaentwicklung. – In: F. Wechsung, V. Hartje, S. Kaden, M. Venohr, B. Hansjürgens & P. Gräfe (Hrsg.): *Die Elbe im globalen Wandel: Eine integrative Betrachtung*. – Weißensee-Verlag, Berlin, 1. Aufl., 85–110