

SCHLUSSBERICHT

zur Hauptprojektphase im Rahmen von GLOWA-Elbe
gemäß FuE-Vertrag zwischen FAA und dem PIK (Auftraggeber) vom 27.09.2000¹

Auftragnehmer:	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Kennzeichen:	Glowa-Auftrags-Nr. 20 30 11 (Auftragsnummer des FuE-Vertrages mit dem PIK, 27.09.00)
Auftragsbezeichnung:	Flußgebietsdifferenzierte Modellierung der Nährstoffeinträge im gesamten Elbegebiet und Modellentwicklung für Stoffeinträge, aquatische Ökosysteme und Szenarienbewertung im Berliner Raum
Laufzeit des Auftrags:	Mai 2001 – April 2003
Berichtszeitraum:	Mai 2001 – April 2003

Autoren: H. Behrendt, R. Brüggemann, D. Opitz, M. Soukop, T. Strube

¹ Aufbau und Inhalte des Schlussberichtes entsprechen den Vorgaben der „Allgemeinen Bestimmungen für Forschungs- und Entwicklungsverträge der Zuwendungsempfänger des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BEBF-ZE 98: Stand März 2000) Anlage 2 zu §9 Abs.2.

Inhaltsverzeichnis

I KURZE DARSTELLUNG..... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.

- I.1 Aufgabenstellung **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- I.2 Voraussetzungen für die Durchführung des FE-Auftrages **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- I.3 Planung und Ablauf des Auftrags **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- I.4 Stand der Wissenschaft **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- I.5 Zusammenarbeit **Fehler! Textmarke nicht definiert.**

II EINGEHENDE DARSTELLUNG.... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.

- II.1 Erzielte Ergebnisse **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- II.2 Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- II.3 Wissenschaftliche Fortschritte anderer Stellen **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- II.4 Veröffentlichung **Fehler! Textmarke nicht definiert.**

III ERFOLGSKONTROLLBERICHT.. FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.

- III.1 Wissenschaftlich-technische Ergebnisse des FE-Auftrags **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.2 Erfindungen und Schutzrechtsanmeldungen **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.3 Wirtschaftliche Erfolgsaussichten nach Auftragsende **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.4 Wissenschaftliche und technische Erfolgsaussichten nach Auftragsende **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.5 Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.6 Arbeiten, die zu keiner Lösung geführt haben **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.7 Präsentationsmöglichkeiten für mögliche Nutzer **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- III.8 Einhaltung der Kosten und Zeitplanung **Fehler! Textmarke nicht definiert.**

I Kurzdarstellung

1. Aufgabenstellung

Die Modellierung der Gewässerökologie des Müggelsees als repräsentativer Teil der Berliner Seen erfolgte mit dem Ziel, Auswirkungen des globalen Wandels in ihrem komplexen Zusammenhang abzuschätzen. Unter dem Begriff globaler Wandel wurde hier folgende Entwicklungen zusammengefasst:

- globale Klimaänderung laut IPCC-Report
- wirtschaftliche Entwicklung (Globalisierung, technischer Fortschritt,)
- EU-Vorgaben.

Polymiktische Flachseen wie der Müggelsee sind gegenüber Änderungen der äußeren Randbedingungen besonders sensibel. Einflüsse wie der Durchfluss, die Nährstofffracht, die Globalstrahlung und die Windgeschwindigkeit beeinflussen entscheidend die biochemisch-physikalischen Verhältnisse im See, in deren Folge sich auch die ökologischen Zustände ändern. Ein komplett anderes Ökosystem würde sich einstellen, wenn sich die Schichtungsverhältnisse von poly- auf dimiktisch ändern. Da diese Art der Seen in Berlin und Brandenburg häufig anzutreffen sind, wäre dies ein Hinweis darauf, wie sich Seen dieser Art verändern können.

2. Voraussetzungen, unter denen der FE-Auftrag durchgeführt wurde

Das Vorhaben stützte sich auf zwei im IGB entwickelte Ansätze, für die Modellierung der Nährstoffeinträge in Flusssystemen (MONERIS) und Stoffumsetzungen und Transformationen in polymiktischen Seen (EMMO) (Behrendt et al. 1999, Schellenberger et al. (1984). MONERIS wurde für die Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die flussgebiete Deutschlands entwickelt und sollte für die Szenarioberechnungen im Rahmen von GLOWA-Elbe auf das gesamte Elbegebiet angewendet werden. Dies konnte über eine Kooperation mit dem Institut für Boden und Gewässerschutz (VUMOP) in Prag für die diffusen Eintragspfade realisiert werden. Darüber hinaus mussten die Möglichkeiten zur Kopplung mit anderen Modellen (WaterGAP, RAUMIS) hergestellt werden und auf der Basis dieser Modellergebnisse Szenarienberechnungen durchgeführt werden.

EMMO musste vollständig neu auf der PC-Ebene implementiert werden und musste durch neue Modellansätze sowie die Kopplung mit der Prozessdatenbank ECOBAS nahezu vollständig überarbeitet werden.

3. Planung und Ablauf des Auftrages

1. Jahr

- Aufbau einer harmonisierten Datenbasis für eine Modellierung der diffusen Nährstoffeinträge in die gesamte Elbe
- Modularisierung des Modells EMMO
- Einarbeitung in die Prozessdatenbank ECOBAS (inkl. Workshops) und dem Simulationswerkzeug SCILAB
- Erfassung state-of-the-art ökologischer Modelle

2. Jahr

- Erweiterung des Stoffeintragsmodells MONERIS für den tschechischen Teil der Elbe
- Flussgebietsdifferenzierte Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge im Gesamtgebiet
- Validierung des Modells für die Zeitperioden 1983-87 und 1993-1997

- Szenarioberechnungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Stickstoffeinträge
- Einbindung der thermischen Schichtung in das Modell EMMO
- Verbesserung des Strahlungs-Ansatzes bei Schnee und Eis
- Sensitivitätsanalyse für zwei ausgewählte Jahre
- Entwicklung des DSM-Modells für den Gwässerknotten Dahme-See
- Weiterentwicklung ECOBAS: Simulationen nun in Fortran möglich

3. Jahr

- Szenarioberechnungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Stickstoffeinträge
- Szenarioberechnungen zu den Auswirkungen der Veränderungen der Nährstoffüberschüsse in der LW auf die Stickstoffeinträge und -frachten
- Kalibrierung des Modells EMMO an zwei ausgewählten Jahren
- Validierung des Modells EMMO in einer anderen Periode
- Szenariorechnungen für Periode 1 und 10 für Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenario
- Auswertung der Szenarienrechnungen

Die Weiterentwicklung der Prozessdatenbank ECOBAS wurde zu einem erheblichen Teil aus Eigenmitteln des IGB finanziert.

4. Wissenschaftlicher und technischer Stand, an dem angeknüpft wurde

Mit dem im Projekt „Nährstoffbilanzierung in den Flussgebieten Deutschlands“ entwickelten Modellsystem MONERIS (Modeling Nutrient Emissions in River Systems; Behrendt u.a., 1999) wurde ein Werkzeug entwickelt, das die Quantifizierung der Nährstoffeinträge und ihrer Veränderung in Flussgebieten Deutschlands erlaubt. Damit wurden die bisher durchgeführten Analysen zu den Nährstoffemissionen in die Gewässer der alten Bundesländer (Hamm u.a., 1991) und der neuen Bundesländer (Werner & Wodsak, 1994) in den Modellansätzen stark erweitert und vereinheitlicht sowie die sich aus den unterschiedlichen verwendeten Zeitperioden und unterschiedlichen methodischen Grundlagen bedingten Probleme überwunden. MONERIS berücksichtigt insgesamt acht verschiedene Eintragspfade, punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und von industriellen Direkteinleitern, die atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, urbane Flächen. Die Berücksichtigung der Transformations- und Rückhalteprozesse konnte aufgrund des derzeitigen Wissensstandes, der zur Verfügung stehenden Datenbasis und der Größe der zu untersuchenden Gebiete nicht durch detaillierte dynamische Prozeßmodelle erfolgen. Mit MONERIS wurde versucht, für die einzelnen Eintragspfade auf der Basis vorhandener Ansätze zur großräumigen Modellierung, diese zu ergänzen und zu modifizieren und neue konzeptionelle Modelle abzuleiten.

Die GIS-gestützte Vorgehensweise gestattete eine regional differenzierte bei der Quantifizierung der Nährstoffeinträge. Insgesamt wurden die Eintragsquantifizierungen für 200 verschiedene Flussgebiete durchgeführt. Dabei wurde für die alten und neuen Bundesländer die gleiche Methodik verwendet.

Vergleichbare Modellansätze für größere Flussgebiete wurden für Stickstoff auch für andere Regionen entwickelt. So existiert am SMHI in Schweden ein Modell (N-HBV), das ebenfalls die Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Flußgebiete im südlichen Teil Schwedens gestattet (Arnheimer & Brandt, 1998). Dieses Modell berücksichtigt jedoch nur Stickstoffverluste in den Seen und nicht in den Flüssen selbst. Auch ist das Problem der Aufenthaltszeiten in der ungesättigten Zone und im Grundwasser und damit der zeitverzögerten Reaktion der N-Einträge nicht berücksichtigt. Billen et al. (1999) beschreiben einen Modellansatz zur Quantifizierung der Stickstoffeinträge in die Seine und deren Teilgebiete, der ebenfalls von den Quellen der Nährstoffeinträge (Nährstoffüberschuss auf der

landwirtschaftlichen Fläche und Punktquellen) ausgeht. Jedoch wird auch hier die Aufenthaltszeit und der damit verbundene Abbau in der ungesättigten Zone und im Grundwasser nicht berücksichtigt. Statt dessen wird die Differenz zwischen der Belastung des Grundwassers bzw. Interflows und den diffusen N-Einträgen durch ein Submodell eines N-Abbaues in den ufernahen Zonen des Fließgewässersystems beschrieben. Von Braun u.a. (1991) sowie Prasuhn & Braun (1996, 1999) wurden in den letzten Jahren Modellansätze für die Quantifizierung der N-Einträge in den schweizerischen Flussgebieten des Rheins entwickelt. Diese Ansätze beinhalten generell die gleichen Eintragspfade, wie das Modell MONERIS. Bezüglich der Aufteilung der Einträge von der landwirtschaftlichen Nutzfläche wird sogar eine darüber hinausgehende Differenzierung in Grünland und Ackerland vorgenommen. Nicht berücksichtigt wurde jedoch bisher die Kopplung zu den N-Überschüssen auf den Böden und die Berücksichtigung der Aufenthaltszeiten.

Wesentliche Beiträge für ein makroskaliges Modell der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer wurden für das deutsche Gebiet der Elbe durch die Arbeiten von Kunkel & Wendland (1998) bzw. Wendland & Kunkel (1999) erarbeitet. Insbesondere die Ansätze für eine Abschätzung der Aufenthaltszeiten in der ungesättigten Zone und im Grundwasser und zum Nitratabbau im Grundwasser sollten und können bei weiteren Untersuchungen in ein Submodell der Stickstoffeinträge über das Grundwasser berücksichtigt werden. Die Modellansätze von Wendland & Kunkel (1999) berücksichtigen jedoch noch nicht die N-Einträge über Dränagen und andere Eintragspfade.

Bezüglich der Submodelle zur Retention in den Flusssystemen selbst, wurden erste Modellvorstellungen erarbeitet zur Abhängigkeit der Nährstoffretention von der spezifischen Abflussspende bzw. der hydraulischen Belastung eines Flusssystems erarbeitet (Behrendt, 1996; Behrendt & Opitz, 1999), jedoch sind auch diesbezüglich Modellverbesserung insbesondere in bezug auf eine Berücksichtigung der Verteilung der Wasserflächen im Flussgebiet und der jahreszeitlichen Abflussverteilung notwendig. Die Nichtberücksichtigung dieser Verteilungen führt bei Flussgebieten mit einer Monitoringstation direkt unterhalb von Seen und Talsperren noch zu einer starken Abweichung zwischen den aus den Einträgen und den Monitoringdaten berechneten Frachten (Behrendt u.a., 1999).

Aus den bisher durchgeführten Abschätzungen der Nährstoffeinträge von Flussgebieten (Behrendt u.a., 1999; de Wit, 1999) kann man folgern, dass die bisherige Güte sowie räumliche und zeitliche Auflösung der Datengrundlagen eine Anwendung von meso- und makroskaligen Modellen zur Eintragsquantifizierung lediglich für Flussgebiete mit einem Einzugsgebiet größer als 500 km² zulassen.

Noch ungenügend sind in den Stoffeintragsmodellen die Möglichkeit zur Ermittlung der Auswirkungen von Klimaänderungen berücksichtigt. Dafür müssen zunächst separate oder direkt gekoppelte großräumige Wasserhaushaltsmodelle, die Veränderungen in den Abflusskomponenten und des gesamten Abflusses bei verschiedenen Klimaszenarien erfassen, bereitstehen.

Das Ökosystemmodell EMMO wurde bis 1983 am damaligen IGB entwickelt. Es wurde für Szenariorechnungen genutzt, um Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge am Beispiel des Müggelses zu studieren. Dafür lagen lange Zeitreihen der wichtigsten biologischen und chemischen Parameter des Sees vor. Nach einer Veröffentlichung des Modells (Schellenberger et. al. 1983) wurde es in mehreren Schritten weiterentwickelt (Kozerski et. al. 1984, Kozerski et. al. 1988); korrespondierend mit weiteren Forschungen (Motthes et. al. 1986, Behrendt 1990).

Für die Dokumentation ökologischer Modelle gibt es bisher wenige Tools. Es existiert die REM-Meta-Datenbank (Register of Ecological Models), in die bereits über 600 Modelle eingetragen sind. Mit der Prozessdatenbank ECOBAS ist es darüber hinaus möglich, ökologische Modelle zu entwickeln und in eine für die Modellierung gängige Umgebung zu exportieren. Die in ECOBAS eingebundenen Modelle sind in ihrer Beschreibung vollständig und

lassen sich über einen Syntax- und Unit-checker auf Plausibilität testen. Weiterhin unterstützt ECOBAS die Modularisierung der Modelle. So wird es möglich, einzelne Module durch andere zu ersetzen und das Modell später weiterzuentwickeln, ohne direkt in den Quellcode einzugreifen. Die Modellentwicklung ist nun deutlich von der Programmierung getrennt, und dem Modellentwickler ist es möglich, unterschiedliche Ansätze in einem Modul auf die Nutzbarkeit im Gesamtmodell hin zu testen (Benz et. al. 2001, Strube et. al. 2003).

Literatur

- Arnheimer, B. & Brandt, M. (1998): Modelling Nitrogen transport and retention in the catchments of Southern Sweden. In: *Ambio*. (27), 6.
- Bach, M., Frede, H.-G., Schweikart, U. & Huber, A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/ Kreisen in Deutschland. Forschungsbericht im Rahmen des UBA-Vorhabens „Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands.
- Behrendt, H., 1990: The chemical Composition of Phytoplankton and Zooplankton in an eutrophic shallow lake. *Arch. Hydrobiol.* 118(2):129-145.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 75/99, 288 S.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410, 111-122.
- Benz, J., Hoch, R., Legovic, T., 2001: ECOBAS – modelling and documentation. *Ecological Modelling* 138(1-3):3-15.
- Billen, G., Garnier, J., Billen, C. & Hannon, E. (1995): Global change in nutrient transfer from land to sea: biogeochemical processes in river systems. Free University of Brussels.
- Braun, M., Frey, M., Hurni, P. & Sieber, U. (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Bern.
- Braun, M., Hurni, P. & Spiess, E. (1994): Phosphorus and Nitrogen Surpluses in Agriculture and Para-Agriculture. Schriftenreihe der FAC 18, Bern.
- Hamm, A. (Hrsg.): (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin.
- Kozerski, H.-P., Behrendt, H., Schellenberger, G., Mohaupt, V., 1988: Investigations of the Lake Ecosystem Model EMSY by means of the Simulation System Sonches. *Ecological Modelling* 41:193-200.
- Kozerski, H.-P., Schellenberger, G., Behrendt, H., Mohaupt, V., 1984: Testing of a Complex Ecological Model for Shallow Water Bodies. *Ecological Modelling* 26:103-113.
- Kunkel, R. & Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt der Elbe: Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. Forschungszentrum Jülich, 107 S.
- Mothes, G., Dollan, L., Hoffmann, I., Kozerski, H.-P., Steinmann, J., 1986: Der Phosphoraustausch zwischen Sediment und Pelagial im Großen Müggelsee. *Acta Hydrophysika* 30(2-3):91-137.
- Prasuhn, V. & Braun, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der FAC Nr.17, Liebefeld-Bern.
- Prasuhn, V., Spiess, E. & Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission Bodensee, 45.
- Schellenberger, G., Behrendt, H., Kozerski, H.-P., Mohaupt, V., 1983: Ein mathematisches Ökosystemmodell für eutrophe Flachgewässer. *Acta Hydrophysika*, 28(1/2): 109-172.

- Strube, T., Benz, J., Brüggemann, R., Behrendt, H., 2003: Entwicklung eines Wassergütemodells unter Nutzung der Prozessdatenbank ECOBAS. *Bericht zum 5. Workshop „Theorie und Modellierung von Ökosystemen“ Kölpinsee 2001.*
- Wendland & Kunkel (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Forschungszentrum Jülich, 166 S.
- Werner, W. and Wodsak, H.-P. (1994). Regional differenzierter Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer im Bereich der ehemaligen DDR unter besonderer Berücksichtigung des Lockergesteinsbereiches", *Agrarspektrum*, 22, 243 pp.

5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Im Rahmen der Modellentwicklung und der Kopplung der verschiedenen Modelle für die Untersuchungen im gesamten Elbeeinzugsgebiet (TP 1.3) wurde vor allem mit folgenden Einrichtungen zusammengearbeitet:

- Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung: Übernahme von Klimaszenarien, Bewertung der Szenarienergebnisse
- Institut für Boden und Gewässerschutz (VUMOP) Prag,
- Universität Kassel, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung
- Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V. (FAA), Bonn

Für den Bereich der Gewässerökologie (TP 2.3) wurde mit folgenden Instituten zusammengearbeitet:

- Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung: Übernahme von Klimaszenarien, Bewertung der Szenarienergebnisse
- Bundesanstalt für Gewässerkunde: Übernahme von Durchflussdaten für den Müggelsee aus ArcGRM GLOWA, Übergabe ausgewählter seeökologischer Parameter als Input für die Modellierung der Wassergüte der Stadtspre
- Universität Kassel: Nutzung inkl. Support der Prozessdatenbank ECOBAS

II Eingehende Darstellung

II.1 Ergebnisse

II.1.1 Ergebnisse im Rahmen des Teilprojektes 1.3

- *Einfluss veränderter Abflüsse auf die Stickstoffeinträge im Elbe-einzugsgebiet*

Szenarioberechnungen zur Abschätzung des Klimawandels auf die Wasserverfügbarkeit im Elbeinzugsgebiet mit dem globalen Modell WaterGAP haben gezeigt, dass die Wasserverfügbarkeit im Gebiet entweder abnehmen oder zunehmen kann (Abb. 1). Während für 2075 beide Klimamodelle einen leichten Anstieg des Abflusses an der Elbmündung vorhersagen, können für den Zeitraum 2025 keine eindeutigen Aussagen zur Abflussänderung abgeleitet werden. Dies ist vor allem auf die Unsicherheiten bei der Niederschlagsberechnung durch die zur Verfügung stehenden Klimamodellen zurückzuführen.

Die Berechnungen der diffusen Einträge und Einträgen aus Punktquellen in Oberflächengewässer nach MONERIS sind maßgeblich von den Abflüssen und den Niederschlägen abhängig. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigten jedoch, dass die Auswirkungen der möglichen Änderungen der mittleren Niederschläge und Abflüsse auf die diffusen Nährstoffeinträge geringer sind als die infolge eines umfassenden sozio-ökonomischen Wandels und andere Maßnahmen zur Reduzierung der Eintrags-situation (Abb. 2). Der Einfluss von Klima-änderungen auf die Nährstoffeinträge wird sich wahrscheinlich nur für starke Veränderungen von Extremsituationen (Trockenperioden, Hochwasser)

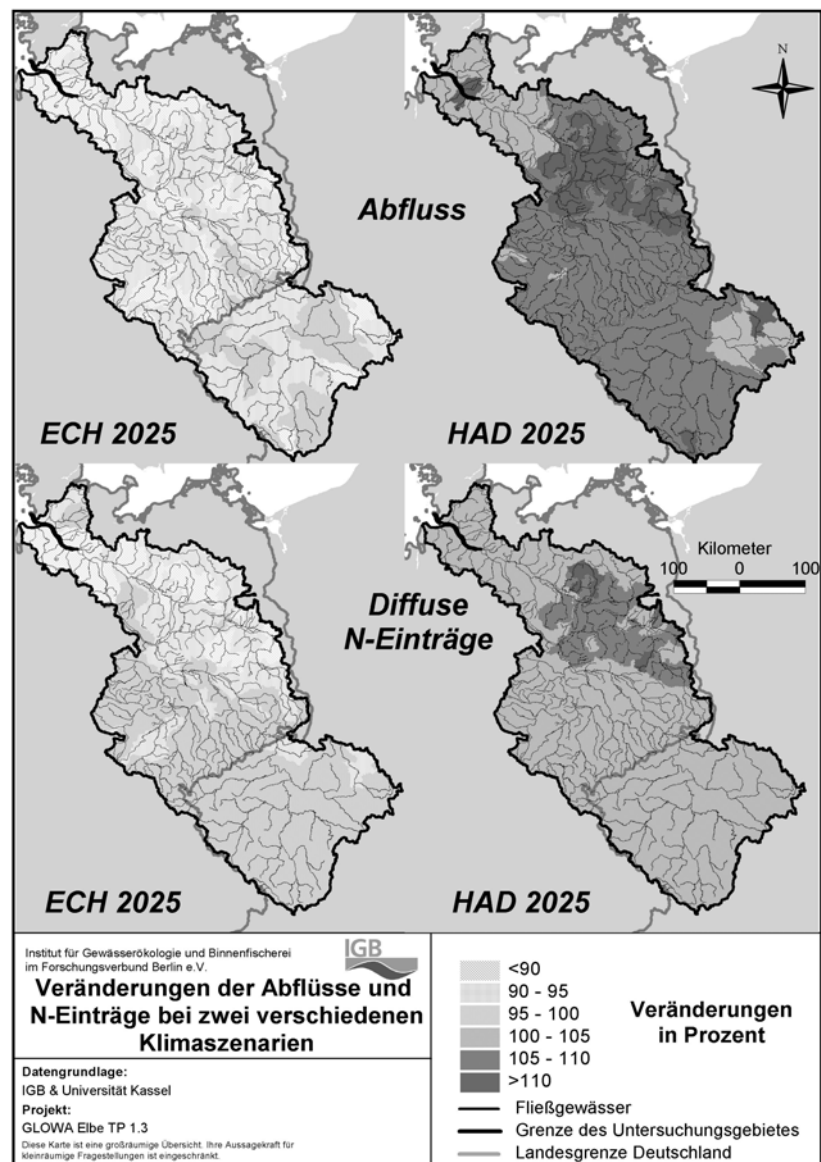


Abb. 1: Veränderung der Abflüsse und N-Einträge zwei verschiedener Klimaszenarien.

oder durch indirekte Wirkungen über Ertragsveränderungen und damit veränderte Überschüsse usw. nachweisen lassen.

Im Mittel ergab sich eine Änderung der Stickstoffeinträge um $\pm 2\%$. Wobei in Teilgebieten die Veränderungen der Stickstoffeinträge im Extremfall auch nur um -22 bis $+12\%$ zunehmen oder abnehmen würden (siehe Abb. 2).

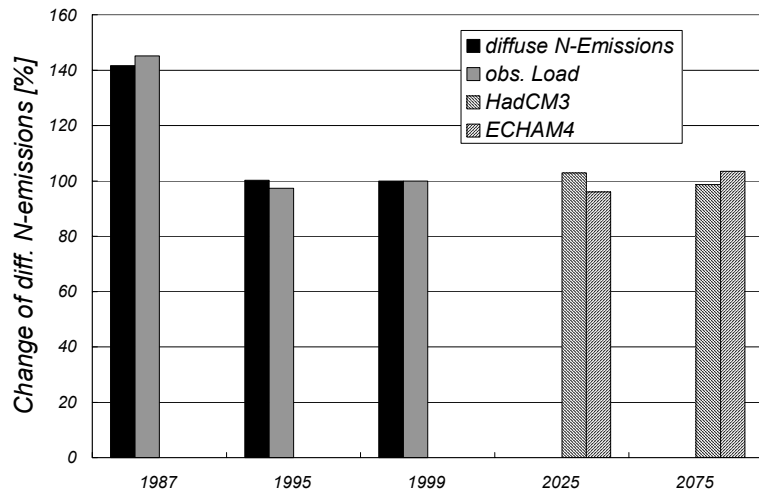


Abb. 2: Änderung der diffusen Nährstoffeinträge nach Berechnungen mit MONERIS für die Zeiträume 1983-89, 1993-97, 1998-2000, 2025 und 2075.

- *Einfluss veränderter Abflüsse und Temperaturen auf die Stickstoffretention in den Oberflächengewässern*

Von Venohr et al. (2003) konnte gezeigt werden, dass die Veränderung der Abflussbedingungen und der Temperatur für den Zeitraum 2025 eine leichte Erhöhung der Retention im Gewässer mit sich bringen könnte. Da das Modell ECHAM4 im Gegensatz zu HadCM3 für diesen Zeitraum einen Rückgang des Abflusses berechnet, fällt die Steigerung der Retention nach diesem Modell etwas höher aus (siehe Abb. 3). Für 2075 kommt es aufgrund der verstärkten Temperaturerhöhung auch zu einer Erhöhung der Retentionsleistung. Der retentionsverringende Einfluss der ebenfalls ansteigenden Abflüsse würde in diesem Fall durch die erhöhte mikrobiologische Aktivität ausgeglichen und insgesamt eine Erhöhung der Retentionsleistung begründen.

Hinsichtlich der innerjährlichen Veränderung der Retentionsleistung lässt sich ein ähnlicher Trend feststellen. Die in Abb. 4 (oben) dargestellte mittleren monatlichen Retention spiegelt den Temperaturgang und den reziproken Verlauf der Abflussganglinie wieder. Bis auf wenige Ausnahmen wurde für die Szenarien eine Erhöhung der Retention berechnet.

Die größte Erhöhung lässt sich zunächst für die Sommermonate ableiten (Abb. 5 oben). Bei genauere Betrachtung der Änderungen Abb. 5 unten zeigen sich jedoch zwei Maxima (März-April und August-September (2025) bzw. August-November (2075)) in der Retentionserhöhung. Eine Untersuchung der monatlichen Temperatur- und Abflussverteilung zeigt, dass für die Sommermonate beide Werte in Kombination für die

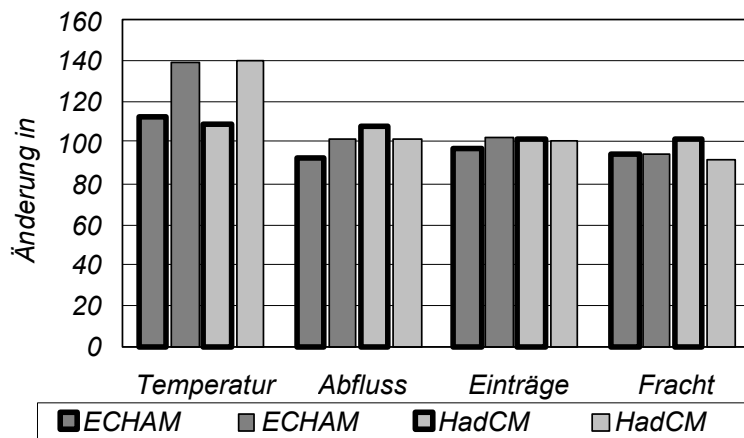


Abb. 3: Änderungen von Temperatur, Abfluss, Einträgen und Fracht für die Station Zollenspieker, bezogen auf die mittleren Verhältnisse im Zeitraum 61-90.

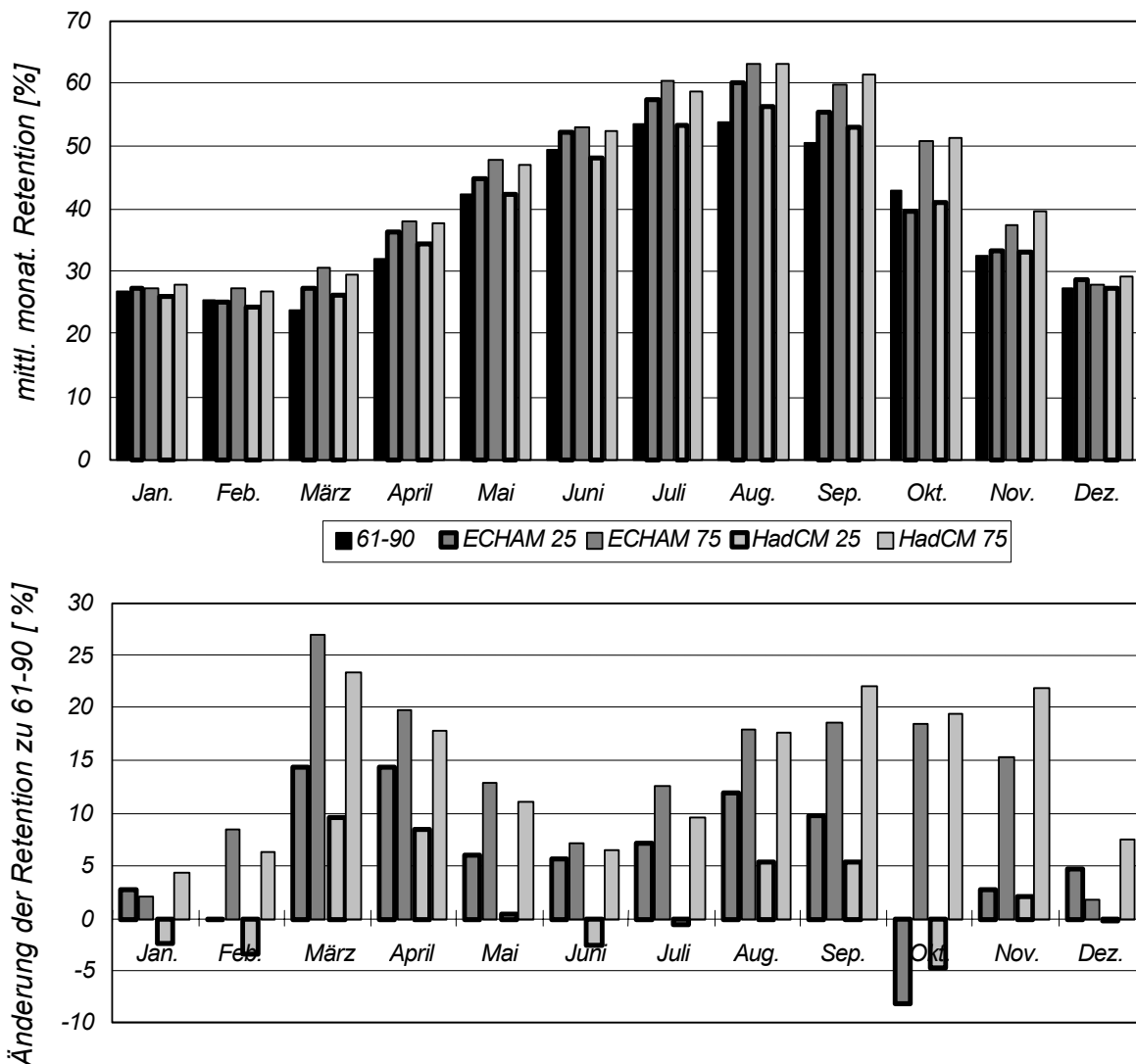


Abb. 4: Veränderung der mittleren monatlichen Retention in den Oberflächengewässern der Elbe oberhalb von Zollenspieker im Jahresgang (oben) und Differenz der Retentionsleistung nach den Klimamodellen für die Zeiträume 2025 und 2075 (unten).

Erhöhung verantwortlich sind. Die erhöhte Stickstoffretention im Frühjahr ist dagegen, vorwiegend auf die infolge des Klimawandels zu erwartenden geringeren Frühjahrsabflüsse zu erklären. Dieser Abflussverlauf würde auch die Änderung der Retention von Dezember bis Februar erklären.

Aus der Kombination sich nur wenig ändernder Einträge und einer insgesamt eher zunehmenden Retentionsleistung kann eine Tendenz zur Abnahme der resultierenden Fracht abgeleitet werden. Dieser Trend ist unter anderem auch an der letzten, noch nicht Tide beeinflusste, Messstation vor der Elbmündung Zollenspieker zu finden. Insgesamt lässt sich jedoch schlussfolgern, dass die berechneten Änderungen der Fracht, ähnlich wie bei den beschriebenen Änderungen der Einträge, weit unter dem Potential der sozioökonomisch bedingten Änderungen wie z.B. nach der Wiedervereinigung liegen (Abb. 2).

- *Einfluss veränderter Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft auf die Stickstoffeinträge und -frachten in den Oberflächengewässern des Elbeinzugsgebietes*

Die von der FAA Bonn auf der Basis des Modells RAUMIS abgeleiteten Szenarien für die Entwicklung der Stickstoffüberschüsse auf den landwirtschaftlichen Flächen im deutschen Teil der Elbe bis zum Jahr 2020 wurden als Eingangsgrößen für Szenarioberechnungen des Modells MONERIS genutzt. Bezüglich der Modellierung der sich aus den verändernden Stickstoffüberschüssen zu erwartenden Stickstoffeinträge und der Stickstofffrachten im gesamten Elbeinzugsgebiet mit dem Modell MONERIS mussten darüber hinaus zusätzliche Annahmen bzgl. Der zeitlichen Umsetzung dieser möglichen Änderungen und der Übertragung auf das tschechische Teilgebiet der Elbe getroffen werden.

Die Abb. 5 zeigt die berechneten regionalen Veränderungen in den gesamten diffusen N-Einträgen im Elbeinzugsgebiet für die drei angenommenen Szenarien der Entwicklung der N-Überschüsse in der Landwirtschaft. Zusätzlich wird unter Einbeziehung der Ergebnisse des EU-Projektes „Eurocat“ noch ein weiteres Szenario (SCMAX 2025) berücksichtigt, dass

neben der Einführung einer Stickstoffsteuer (NST 2025) davon ausgeht, dass noch weitere Maßnahmen in der Landwirtschaft (drastische Erosionsminderung, Rückgang drainierter Flächen) und darüber hinaus auch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft (Einträge aus Kläranlagen entsprechen der EU-Abwasserrichtlinie; Minimierung der Einträge von urbanen Flächen) realisiert werden.

Die Abbildung zeigt deutlich, dass die zu erwartenden Veränderungen in den diffusen Stickstoffeinträgen in den Teilgebieten der Elbe bei den Szenarien Liberalisierung und SWIM (Referenzszenario + Klimaveränderungen) nur relativ gering sind. Demnach kann man für das Szenario LIB 2025, davon ausgehen, dass sich die diffusen N-Einträge nur in einem Bereich bis zu maximal

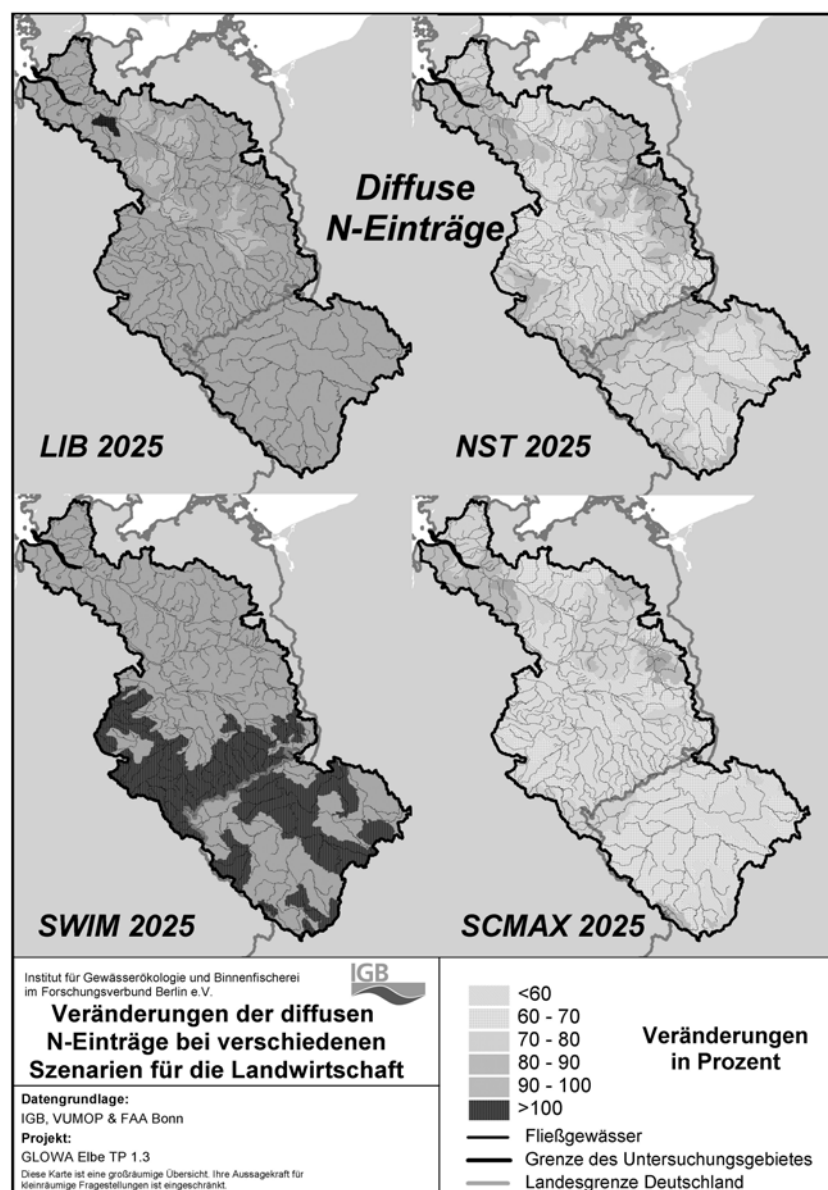


Abb. 5: Veränderung der diffusen N-Einträge im Elbegebiet für verschiedenen Szenarien der Entwicklung in der Landwirtschaft.

10% vermindern werden. Für das Szenario SWIM 2025 werden demgegenüber für Teilgebiete im Festgesteinsbereich der Elbe auch leichte Erhöhungen der diffusen N-Einträge ermittelt.

Eine deutlich stärkere Verminderung der diffusen Stickstoffeinträge ist demgegenüber bei dem Szenario NST 2025 zu erwarten. Die Einführung einer Stickstoffabgabe würde somit zu einer deutlichen Verringerung der diffusen N-Einträge in das Flusssystem der Elbe und damit auch zu geringen N-Frachten in das Elbeästuar und die Nordsee führen. Die möglichen Reduzierungen der Diffusen N-Einträge könnten in einzelnen Teilgebieten bis zu 40% im Vergleich zur Belastungssituation im Zeitraum 1998-2000 betragen. Durch die Realisierung weiterer Maßnahmen zur Senkung der diffusen Einträge (Erosionsminderung, Drainageflächenrückgang und Erhöhung des N-Rückhaltes bei Einträgen von urbanen Flächen) kann man einen Rückgang der diffusen N-Einträge regional um bis zu 50% erwarten.

Die Abbildung 6 zeigt die auf Basis der Szenarien berechneten gesamten N-Einträge in das Flusssystem der Elbe und den jeweiligen Anteil der einzelnen Eintragspfade. Für das Referenzszenario ergeben die Modellberechnungen insgesamt einen Rückgang der N-Einträge um 6 %, der bei dauerhafter Beibehaltung der N-Überschüsse auf diesem Niveau („steady state“) sich noch geringfügig auf 8 % erhöht. Das Liberalisierungsszenario würde demnach zu einer Verminderung der gesamten N-Einträge um 10 % (für „steady state“ 11 %) führen. Die zusätzlich zum Referenzszenario im Szenario SWIM 2025 berücksichtigten Veränderungen des Klimas führen nach den Modellberechnungen zu einer Verminderung der N-Einträge um 6 bzw. 7 %. Insgesamt sind somit die zu erwartenden Veränderungen der N-Einträge bei diesen drei Szenarien nur sehr gering. Die Einführung einer Stickstoffabgabe würde demgegenüber zu einer deutlich stärkeren Verminderung der N-Einträge führen. Die Modellberechnungen ergeben einen Rückgang der N-Einträge von 25 %, der bei dauerhafter Beibehaltung dieser Maßnahme noch auf 31 % ansteigen würde. Durch die Realisierung von weiteren Maßnahmen in der Land- und Siedlungswasserwirtschaft könnte nach dem Szenario SCMAX (Nst 2025 + maximale weitere Maßnahmen) dieser Rückgang noch auf insgesamt 46 % für den Zeitraum um 2025 erhöht werden.

Vergleicht man die für die Szenarien berechneten N-Einträge in das Flusssystem der Elbe mit den bereits vor allem durch den drastischen Wandel der sozio-ökonomischen Bedingungen eingetretenen Veränderungen im Zeitraum von 1985 bis 1999 so sind die zu erwartenden Veränderungen bis auf die Ergebnisse für die Szenarien NST 2025 und SCMAX sehr gering. Sowohl die Fortführung der derzeitigen agrarpolitischen Verhältnisse mit und ohne Berücksichtigung von möglichen Klimaveränderungen als auch eine Liberalisierung des Agrarmarktes würden sich

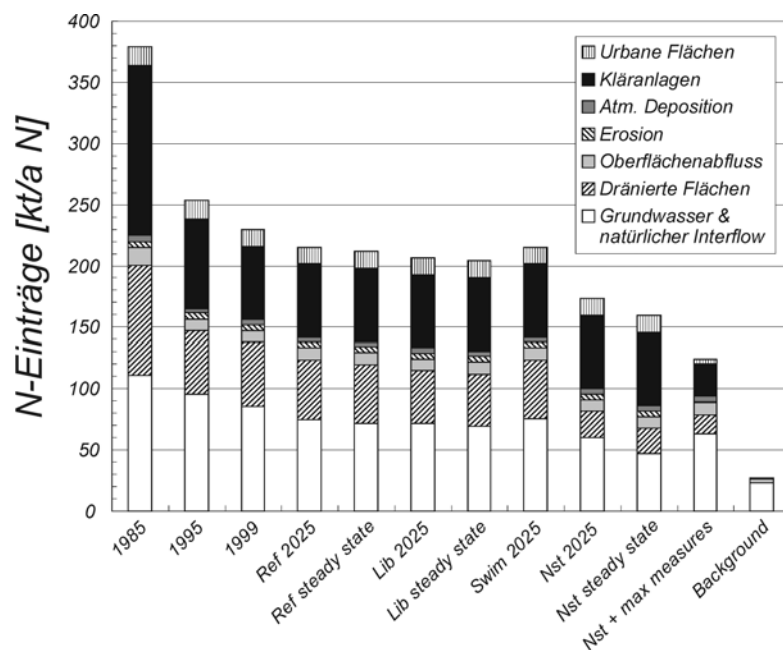


Abb.6: Änderung der Stickstoffeinträge nach Berechnungen mit MONERIS für die Zeiträume 1983-89, 1993-97, 1998-2000 und für 2025 und für den „steady state“ für verschiedenen Szenarien der Entwicklung in der Landwirtschaft.

demnach nur geringfügig vermindern auf Stickstoffeinträge und –frachten im Elbegebiet auswirken. Zugleich wäre auch unter diesen Bedingungen noch nicht die zum Schutz der Nordsee gestellte Forderung nach einer Reduzierung der Nährstofffrachten in die Nordsee um 50 % im Vergleich zur Mitte der achtziger Jahre erreichbar. Nur mit weitergehenden Maßnahmen, wie der Einführung einer Abgabe für Stickstoffdüngemittel (54 %) und Senkung der Einträge von weiteren punktuellen und diffusen Quellen (67 %) ist dieses Ziel mit hoher Wahrscheinlichkeit erreichbar.

Im Vergleich zu den N-Einträgen bei Hintergrundbedingungen (siehe Abb.6 Szenario Background) würden aber auch dann noch die N-Einträge und –frachten im Elbegebiet um mehr als 400 % über diesen Backgroundwerten liegen.

Daraus ergibt sich die Frage, ob man bezüglich der von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten Erreichung eines guten ökologischen Zustandes des Elbeflusses und der Küstenzone, der als eine geringe Auslenkung aus einem Referenzzustand definiert wird, einen Hintergrundwert ohne die Berücksichtigung des Menschen als den möglichen Referenzzustand definieren kann, denn eine Überschreitung dieses Referenzwertes um mehr als 400 % bei maximalen Maßnahmen kann man nicht als geringfügige Auslenkung bezeichnen. D.h. bei der Festlegung von Referenzzuständen müsste man sich stärker mit in den vergangenen 100 bis 200 Jahren realisierten Belastungen befassen und versuchen diese sowohl über paläolimnologische Untersuchungen als auch Modellrechnungen zu quantifizieren.

II.1.2 Ergebnisse im Rahmen des Teilprojektes 2.3

Die ausführliche Darstellung der Ergebnisse findet sich bereits im Bericht zum Teilprojekt 2.3 „Ballungsraum Berlin/Untere Havel“. Dort sind auch die erforderlichen Vorarbeiten zu den Szenariorechnungen (Kalibrierung des Modells EMMO, Erzeugung der Input-Zeitreihen der Nährstoffe in Periode 10) enthalten. Hier erfolgt deshalb nur eine kurze Darstellung der wichtigsten Ergebnisse.

Für die Modellrechnungen wurden vorab Szenarien definiert, die von verschiedenen Managementstrategien zur Flutung der Tagebaurestlöcher der oberen Lausitz ausgehen:

- Basisszenario: Flutung gemäß aktueller Planungen
- Flutungsszenario: schnellere Flutung als derzeit geplant
- Oderwasserszenario: Überleitung von Oberflächenwasser der Oder in die Spree

Weitere 4 Alternativen wurden für die Berliner Klär- und Kraftwerke definiert. Durch seine Lage am Anfang der Berliner Gewässerkette betreffen diese Alternativen nicht die Gewässergüte des Müggelsees.

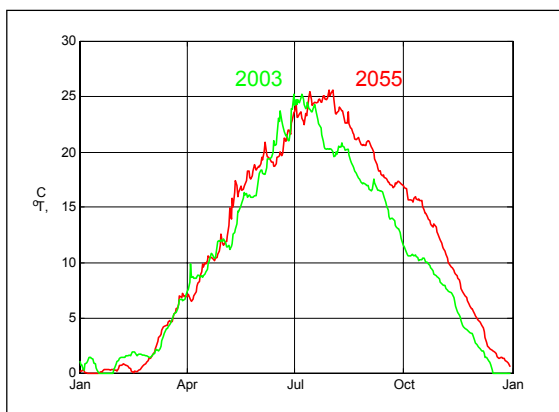


Abb. 7: Vergleich des Jahresgangs der Oberflächentemperatur des Müggelsees zwischen Periode 1 (2003) und Periode 10 (2055)

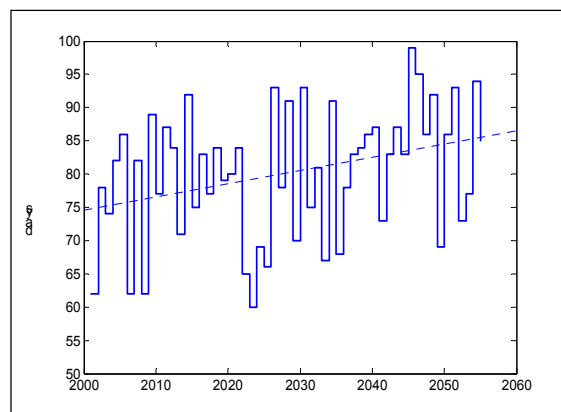


Abb. 8: Entwicklung der Schichtungsdauer während des gesamten Betrachtungszeitraumes

Neben den stofflichen und gewässerökologischen Zustandsgrößen wurden auch einige rein physikalische Parameter modelliert. Sie werden vom Modell TEMIX ausgegeben und von EMMO direkt weiterverwendet. So hat sich der für viele Prozesse entscheidende Parameter Schichtung von 2003 bis 2048 von durchschnittlich 75 auf 87 Tage (+13%) erhöht (Abb.8) und die mittlere Oberflächentemperatur um ca. 3 Wochen (Abb.7) hin zu Anfang August verschoben. Der See geht jedoch nicht in den dimiktischen Zustand über, sondern bleibt ein polymiktischer Flachsee.

- Basisszenario

Im Vergleich der Periode 10 mit der Periode 1 verbessert sich die Situation aller betrachteter Wasserinhaltsstoffe. So verringern sich Stickstoff- und Phosphorkonzentration im Mittel um 35% bzw. 10% (Abb.9, Abb.10), was zu einer Verringerung der Biomasse der Sommerblaualgen um 30% und der der Kieselalgen um 25% führt (Abb.11, Abb.12). In der Jahresdynamik des Stickstoffs zeigt sich vor allem in den Monaten November bis April eine deutliche Abnahme der Konzentration, während in den Sommermonaten nur eine geringe Abnahme zu erkennen ist (Abb.13). In der Jahresdynamik des Phosphors zeigt sich die Verringerung in den Monaten Oktober – April, wobei durch die insgesamt längere Schichtungsdauer im August/September mehr Phosphor aus dem Sediment resuspendiert wird (Abb.14). In der Periode 10 reagieren die Blaualgen darauf vor allem mit einem späteren Wachstum (Abb.15). Die Dynamik der Kieselalgen bleibt gleich; hier verringert sich lediglich das Maxima (Abb.16).

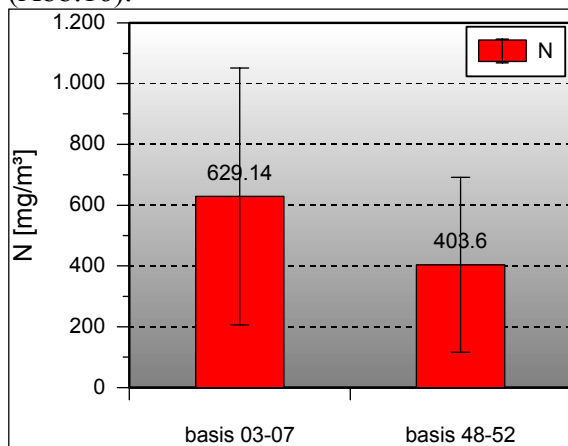


Abb. 9: Vergleich der gemittelten Stickstoffkonzentrationen der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

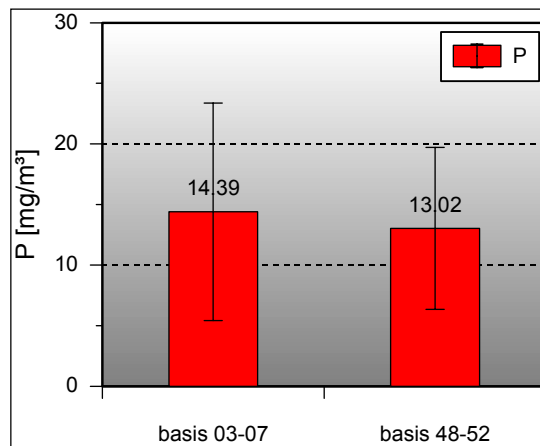


Abb.10: Vergleich der gemittelten Phosphorkonzentrationen der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

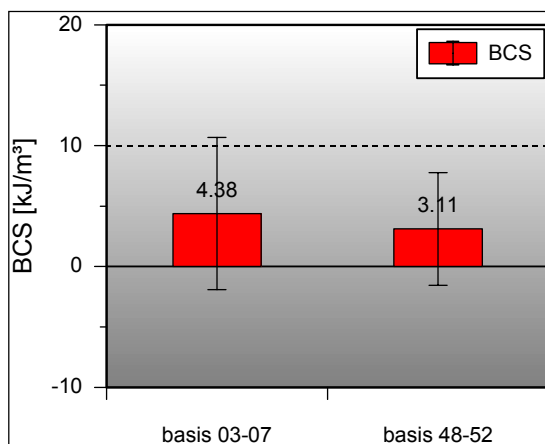


Abb. 11: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblaualgen (BCS) der Perioden 1 und 10

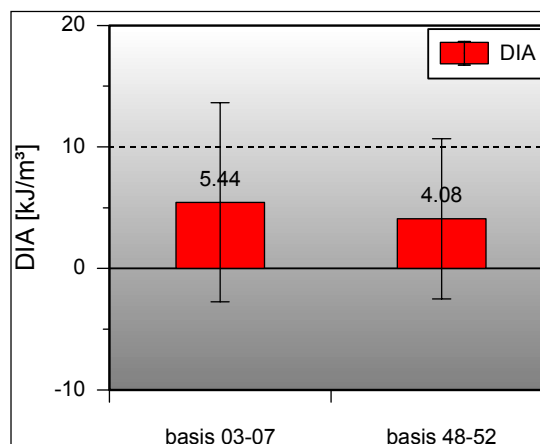


Abb. 12: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) der Perioden 1 und 10

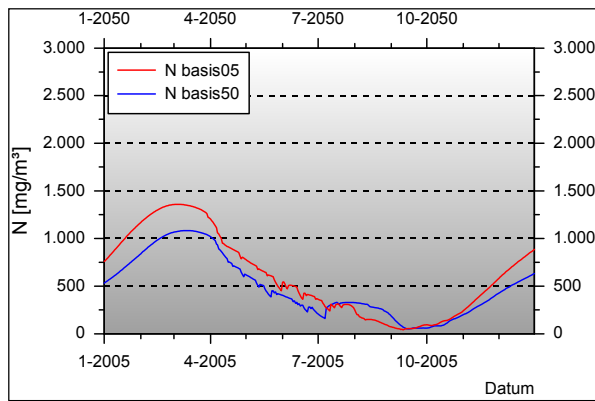


Abb. 13: Vergleich der Jahresdynamik des Stickstoff der Perioden 1 und 10 des basisszenarios

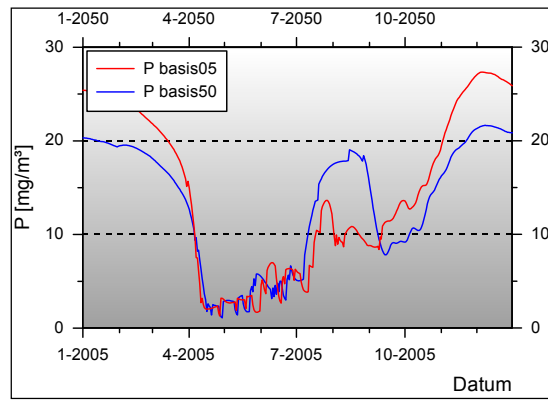


Abb. 14: Vergleich der Jahresdynamik des Phosphor der Perioden 1 und 10 des basisszenarios

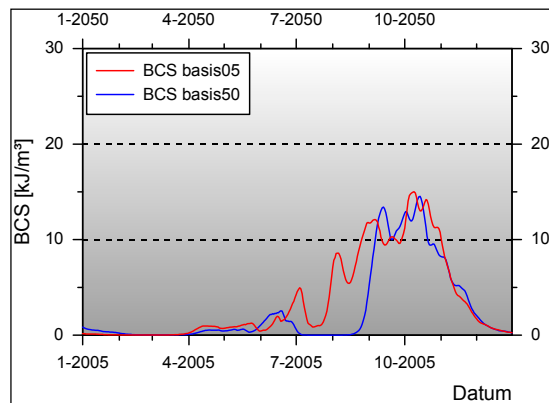


Abb. 15: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen (BCS) zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

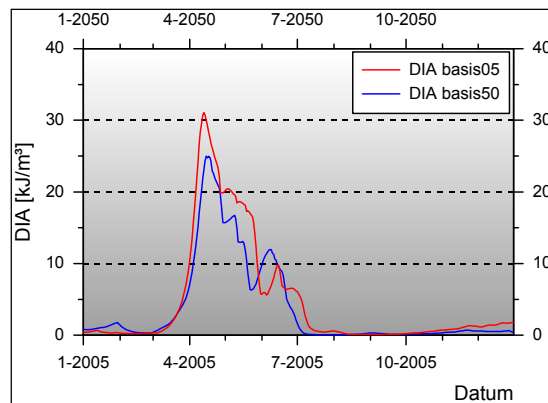


Abb. 16: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen (DIA) zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

- Flutungsszenario

Im Vergleich zum Basis- wurde für das Flutungsszenario ein anderes Wassermanagement eingesetzt. Dadurch ergaben sich andere monatliche Durchflüsse und damit andere Frachten in die darunter gelegenen Gewässer. Vergleicht man die Ergebnisse beider Perioden miteinander, so haben sich hier wie auch beim Basisszenario alle betrachteten Komponenten im Mittel verringert. Durch den Rückgang der Konzentration des Stickstoff (ca. -35%, Abb. 17) und des Phosphor (ca. -12%, Abb. 18) ging auch die Biomasse des Phytoplanktons zurück.

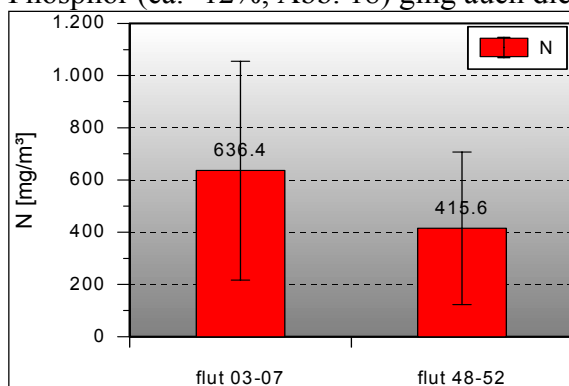


Abb. 17: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

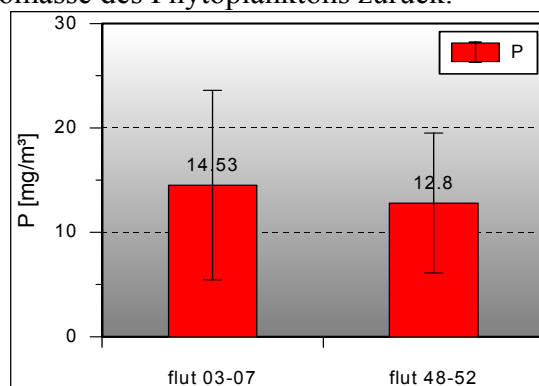


Abb. 18: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

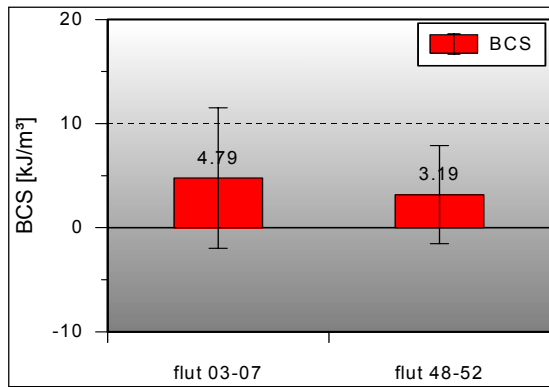


Abb. 19: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) der Periodebn 1 und 10 des Flutungsszenarios

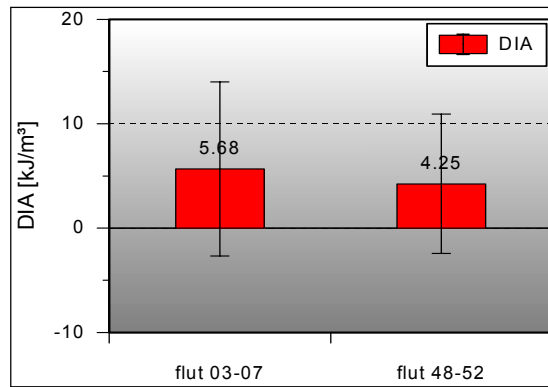


Abb. 20: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

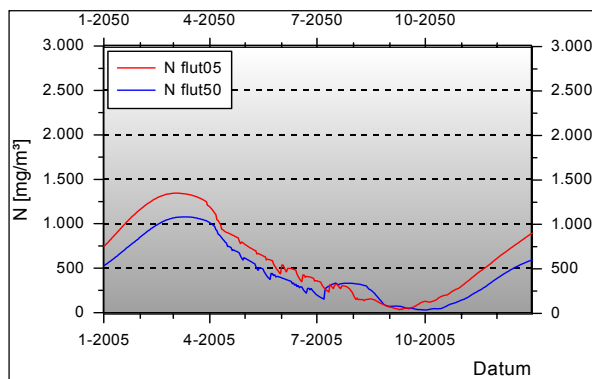


Abb. 21: Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

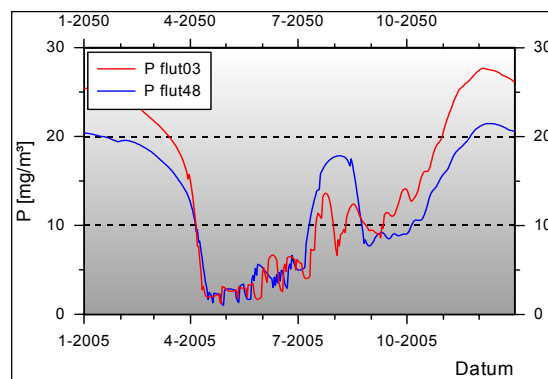


Abb. 22: Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

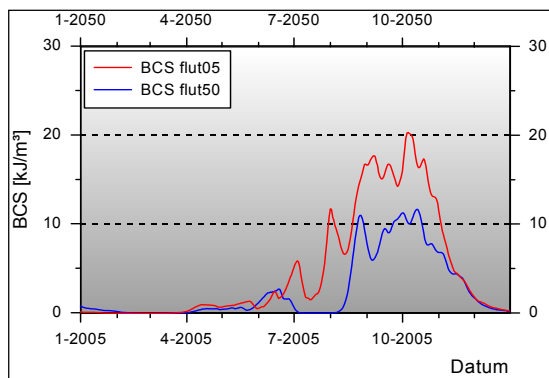


Abb. 23: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen (BCS) zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

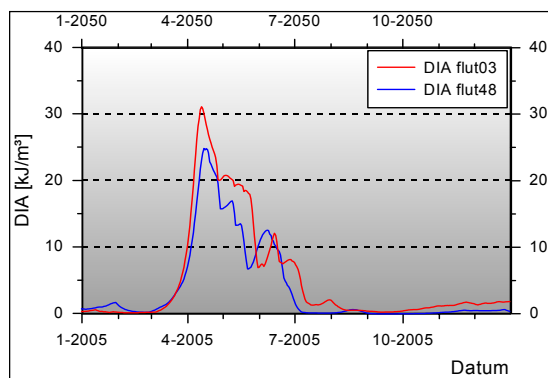


Abb. 24: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen (DIA) zweier ausgewählter Jahre der Periode 1 und 10 des Flutungsszenarios

Dabei ist der Rückgang der Sommerblualgen (-33%, Abb.19) und der Kieselalgen (-25%, Abb.20) nahezu identisch zum Rückgang in der Periode 1.

Auch im Flutungsszenario sind deutliche Veränderungen im Vergleich der Jahrgänge 2005/2050 zu verzeichnen. Bei den Sommerblualgen sinkt die Biomasse während des Maximums der Algenentwicklung im Oktober deutlich ab (Abb.23). Bei den Kieselalgen ist dagegen nur ein geringer Rückgang der Biomasse zu verzeichnen (Abb.24). Die Jahrgänge der Nährstoffe sind denen des Basisszenarios nahezu identisch (Abb.21, 22).

- Oderwasserszenario

Das Oderwasserszenario unterscheidet sich von den anderen beiden Szenarien insofern, dass nicht nur andere Bewässerungsregime verwendet, sondern darüber hinaus auch Oberflächen-

wasser eines anderen Flusses -der Oder- eingesetzt wurde. Da diese Option erst in der Zukunft (Periode 10) eine Rolle spielt, ist ein Vergleich mit der Periode 1 nicht sinnvoll. Verglichen wurden daher alle Szenarien der Periode 10 untereinander.

Der Wert der Phosphorkonzentration ist der geringste im Vergleich zu Basis- und Flutungsszenario. Der über 5 Jahre gemittelte Wert unterschreitet den der anderen Szenarien in geringem Umfang (4% bzw. 5,5% gegenüber Flut bzw Basis, Abb.25). Dagegen überschreitet die Stickstoffkonzentration des Oderwasserszenarios die des Basisszenarios um 38% und gegenüber der des Flutungsszenarios um 22% (Abb.26). Daraus resultiert eine um 45% (Basisszenario) bzw. 42% (Flutungsszenario) höhere Biomasse der Sommerblualgen (Abb.27) und eine um 7% bzw 3% erhöhte Biomasse der Kieselalgen (Abb.28). Der Grund für die starke Bevorzugung der Sommerblualgen liegt in den Auswirkungen auf die Jahresdynamik des Stickstoffs (Abb.29): Im Vergleich zu den anderen Szenarien ist der Frühjahrsgehalt nahezu gleich. Ab Juni liegt er aber nachweisbar höher als bei den anderen Szenarien. Die Kieselalgen haben ihr Maximum im April/Mai und die Sommerblualgen im Oktober/November. Deshalb profitieren die Sommerblualgen am meisten von dem dann erhöhten Nährstoffangebot. Obwohl die Phosphorversorgung schlechter wird ist ein früherer Beginn des Wachstums zu erkennen und ein bis auf das doppelte höheres Maximum gegenüber dem Flutungsszenario (Abb.30, 31). Die Dynamik der Kieselalgen bleibt im Wesentlichen gleich (Abb.32), da zu Beginn des Wachstums die Nährstoffkonzentrationen nahezu gleich sind (Abb. 29, 30).

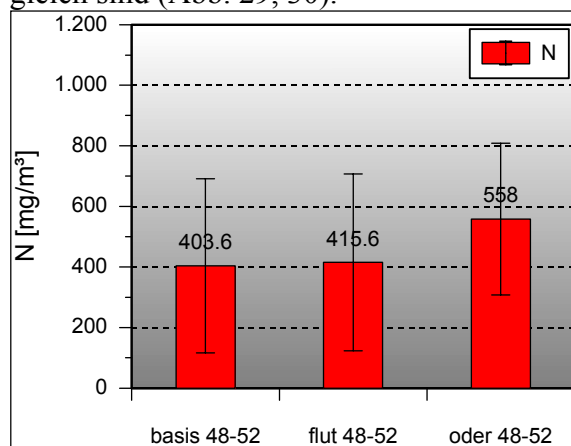


Abb. 25: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentrationen des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10

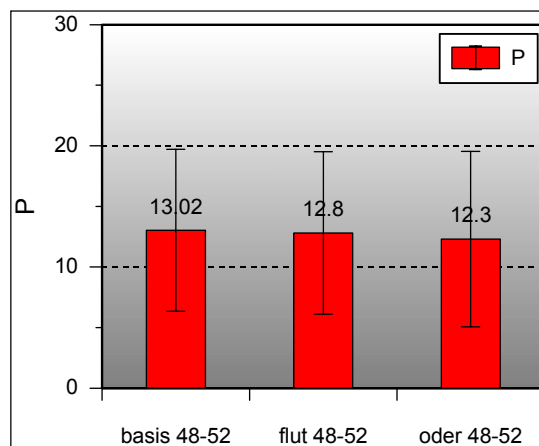


Abb. 26: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentrationen des basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10

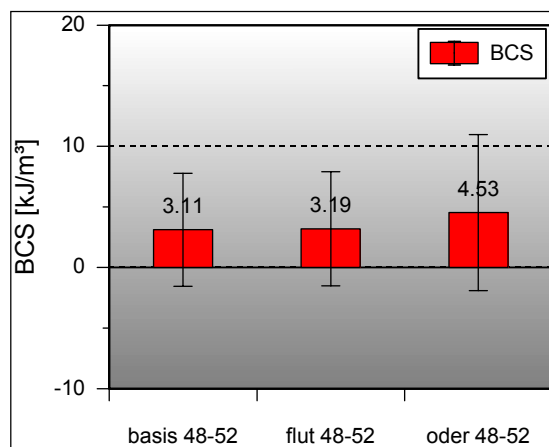


Abb. 27: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10

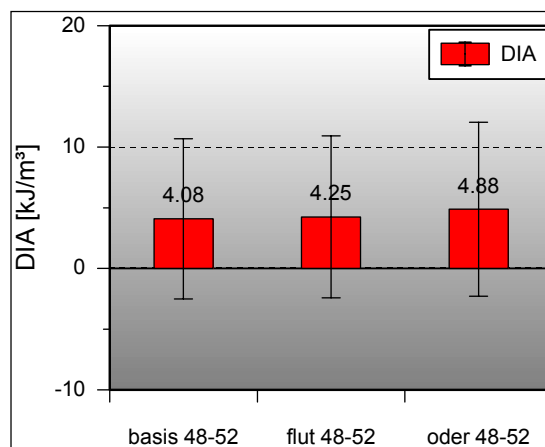


Abb. 28: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10

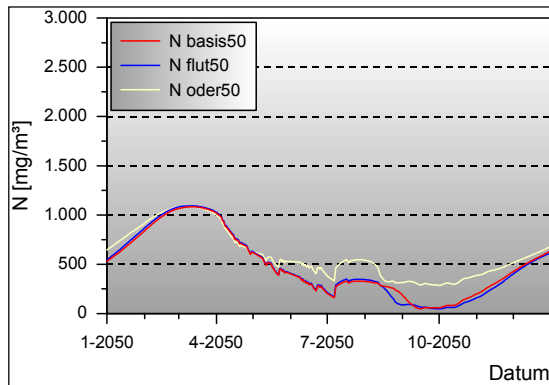


Abb. 29: Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration des Basis-, Flutungs- und Oderwasser-szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

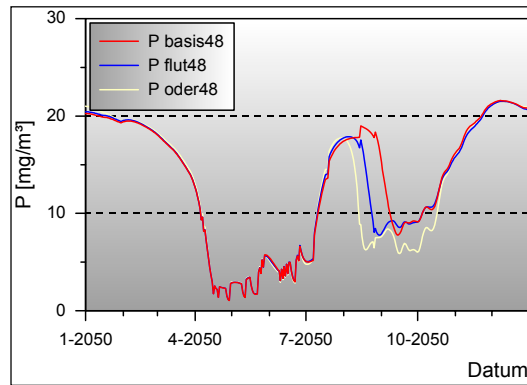


Abb. 30: Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration des Basis-, Flutungs- und Oderwasser-szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

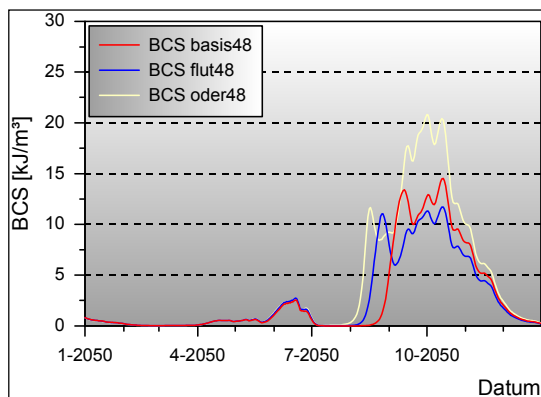


Abb. 31: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblaugen (BCS) des Basis-, Flutungs- und Oderwasser-szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

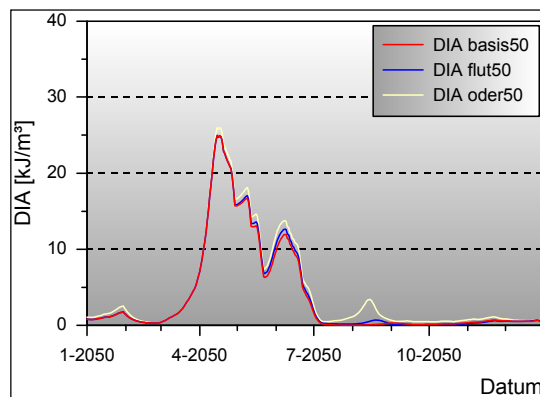


Abb. 32: Vergleich der Jahresdynamik der Kiesalgen (DIA) des Basis-, Flutungs- und Oderwasser-szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

2. Voraussichtlicher Nutzen, Verwertbarkeit des Ergebnisses

Das Ökosystemmodell EMMO liegt nun als modular aufgebautes Modell vor. Es wurde um ein Temperaturentwicklungsmodul erweitert und kann für weitere Szenarien – nicht nur für den globalen Wandel – sinnvoll eingesetzt werden.

3. Fortschritte auf dem Gebiet des Auftrages an anderen Stellen

In den zurückliegenden Jahren ist auf dem Gebiet der Stoffeintragsmodellierung in Flusseinzugsgebieten eine große Dynamik zu verzeichnen. Vorhandene Modelle wurden weiterentwickelt und neue Modelle vorgestellt. In einem Modellvergleich im Rahmen des LAWA-Projektes „Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche“ (Scheer und Panckow, 2003) wurden vier verschiedene Stoffeintragsmodelle (Stoffbilanz, Mobineg, Modiffus und Moneris) aus Deutschland und der Schweiz auf vier verschiedene mesoskalige Flusseinzugsgebiete angewandt und die Berechnungsergebnisse verglichen. Dabei wurde gezeigt, dass das Modell Moneris zwar bei der von der räumlichen Auflösung der Modelle stark abhängigen Herkunftsanalyse am schlechtesten abschneidet, jedoch bzgl. der Plausibilität der Modellansätze, dem Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Frachten und der Datenverfügbarkeit als bestes Modell eingeschätzt wird.

Ein ähnlicher Vergleich wird auf europäischer Ebene im Rahmen des EU-Projektes EUROHARP durchgeführt. Obwohl aus diesem Vergleich noch keine publizierten Ergebnisse vorliegen, kann man auf der Basis bisherigen Ergebnisse dieses Projektes und der erfolgten weiteren Anwendungen von MONERIS im Rahmen der Projekte EUROCAT, BUFFER,

STREAMS und DANUBS feststellen, dass MONERIS eines der wenigen Stoffeintragsmodelle ist, das über den gesamten Bereich von kleinen bis großen Flussgebieten einsetzbar ist.

Erfolgte und geplante Veröffentlichungen

Venohr, M., Soukop, M., Vassolo, S., Döll, P. & Behrendt, H. (2003): Änderung von Nährstoffeinträgen und -frachten im Einzugsgebiet der Elbe infolge des Globalen Wandels. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 4/03, 105-112.

Strube, T., Benz, J., Brüggemann, R., Behrendt, H., 2003: Entwicklung eines Wassergütemodells unter Nutzung der Prozessdatenbank ECOBAS. *Bericht zum 5. Workshop „Theorie und Modellierung von Ökosystemen“ Kölpinsee 2001.*

Strube, T., Benz, J., Brüggemann, R. (in prep.): Bausteine in einem komplexen Ökosystemmodell – Analyse mit der Prozessdatenbank ECOBAS. *Bericht zum 7. Workshop „Theorie und Modellierung von Ökosystemen“ Kölpinsee 2003.*

Weitere Veröffentlichungen insbesondere zu den Veränderungen der Stickstoffeinträge in Abhängigkeit von den möglichen Entwicklungen in der Landwirtschaft sind geplant.