

Koppelung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle

HORST GÖMANN; PETER KREINS; RALF KUNKEL; FRANK WENDLAND

Coupling of Agricultural Economic and Hydrological Models

The objective of the paper is to show the potential of interdisciplinary model networks consisting of agricultural economic and natural science models performing integrated impact assessments of agri-environmental policies. The potentials are exemplified using a coupling of the agricultural sector model RAUMIS with the hydrological models GROWA98 and WEKU in the scope of diffuse agricultural nitrogen immission into waterbodies. A brief classification of applied indicators is given. A key element for policy impact analyses are the relationships between the environmental indicator categories Driving Force, State and Response. The major relationships within this environmental scope as well as the modeling are explained. The presented model network represents a first area wide, regionally differentiated, consistent link-up between the Driving Force indicator "nitrogen balance surplus", the State indicator "nitrogen(nitrate)concentration" and the response indicators. The results show that due to the local characteristics quite different shares of the agricultural nitrogen surplus finally enters the ground and surface waters. Hence, assessing the *trade-offs* of agri-environmental water protection measures requires an inclusion of natural local characteristics. The integrated consideration of the complex relationships and a comprehensive implementation of local characteristics allows to develop more efficient water pollution control measures.

Key words: model-based policy consulting; interdisciplinary model networks; agricultural sector model; diffuse agricultural nitrogen immissions

Zusammenfassung

Der Beitrag hat das Ziel, die Potenziale interdisziplinärer Modellverbände bestehend aus agrarökonomischen und naturwissenschaftlichen Modellen zur integrierten Wirkungsanalyse agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen aufzuzeigen. Das Potenzial wird am Beispiel einer Kopplung des agrarökonomischen Modells RAUMIS mit den hydrologischen Modellen GROWA98 und WEKU für den Bereich der diffusen Stickstoffeinträge der Landwirtschaft in Gewässer verdeutlicht. Dazu wird eine kurze Einordnung der in diesem Bereich verwendeten Indikatoren vorgenommen. Von zentralerer Bedeutung für die Maßnahmenanalyse sind die Wechselwirkungen zwischen den Indikatorgruppen Driving Force, State and Response. Die wichtigsten Wechselwirkungen im Umweltwirkungsbereich Gewässerqualität sowie deren Modellierung werden erläutert. Die genannte Modellverkoppelung stellt eine erste flächendeckende, regional differenzierte, konsistente Verknüpfung zwischen dem Driving-force-Indikator „Stickstoffbilanzüberschuss“, dem State-Indikator „Stickstoff(Nitrat)konzentration“ und Response-Indikatoren dar. Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass aufgrund der regionalen Standorteigenschaften sehr unterschiedliche Anteile der Stickstoffbilanzüberschüsse letztlich in Grund- und Oberflächengewässer eingetragen werden und somit bei der Bewertung der *trade-offs* agrar- und agrarumweltpolitischer Maßnahmen für den Gewässerschutz zu diskutieren sind. Die integrierte Betrachtung der komplexen Wechselwirkungen und übergreifende Berücksichtigung der Standorteigenschaften ermöglicht, effizientere Gewässerschutzmaßnahmen zu entwickeln.

Schlüsselwörter: Modellgestützte Politikberatung; interdisziplinäre Modellverknüpfung; Agrarsektormodelle; diffuse landwirtschaftliche Stickstoffeinträge

1 Einleitung

Eine wesentliche Grundlage zur Ableitung effizienter Strategien im Bereich Landwirtschaft und Umwelt ist die simultane Berücksichtigung einer Vielzahl sozioökonomischer und naturwissenschaftlicher Wirkungszusammenhänge. Entscheidungshilfemodelle wie z.B. Betriebs- und Sektormodelle bieten die Möglichkeit, Teile der komplexen Wechselwirkungen modellhaft abzubilden und die jeweiligen *trade-offs* von Maßnahmen zu quantifizieren. Politische Entscheidungsträger zeigen zunehmend Interesse an diesen Instrumentarien, da anhand der Ergebnisse ein Vergleich der Auswirkungen alternativer Maßnahmen in ihrer Komplexität ermöglicht wird. So wäre beispielsweise die EU-Wasserrahmenrichtlinie, die eine integrierte Ist-Zustands- und Maßnahmenanalyse auf Flusseinzugsgebietsebene fordert, ein denkbarer Einsatzbereich.

Viele Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt sind jedoch noch nicht ausreichend erforscht (OECD, 1997, S. 17). Nicht zuletzt aufgrund der in vielen Bereichen schwachen Datengrundlage (PETERSEN, 2002, S. 25) bleiben sie daher bei der modellgestützten Politikberatung unberücksichtigt. Besonders vielschichtig sind die räumlichen und zeitlichen Zusammenhänge zwischen Landwirtschaft und „Gewässer“. Agrarökonomische Modelle wie beispielsweise das regionale Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS (HENRICHSMEYER et al., 1996) weisen in diesem Bereich Risikopotenziale der landwirtschaftlichen Produktion für die Umwelt beispielsweise in Form von Nährstoffbilanzüberschüssen aus. Eine konsistente Beziehung zwischen diesen Überschüssen und der tatsächlichen bzw. der zu erwartenden Belastung der zu schützenden Umweltgüter - in diesem Fall der Grund- und Oberflächengewässer - wurde bisher in den Modellen nicht implementiert. Analysen alternativer agrar- und agrarumweltpolitischer Maßnahmen sind aus diesem Grund auf Auswirkungen auf Risikopotenziale beschränkt. Eine effiziente Maßnahme zur Minderung des Risikopotenzials ist aber nicht notwendigerweise eine effiziente Maßnahme zur Verringerung der Gewässerbelastung.

Der Beitrag hat das Ziel, die Potenziale interdisziplinärer Modellverbände bestehend aus agrarökonomischen und naturwissenschaftlichen Modellen zur integrierten Wirkungsanalyse agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen am Beispiel einer Kopplung des agrarökonomischen Modells RAUMIS mit den hydrologischen Modellen GROWA98 (KUNKEL/WENDLAND, 2002) und WEKU (KUNKEL/WENDLAND, 1999) aufzuzeigen. Dazu wird zunächst ein aus der Literatur zusammengestellter kurzer Überblick über den Kontext und die Anforderungen der im Umweltwirkungsbereich „Gewässerqualität“ verwendeten Indikatoren gegeben. Anschließend werden exemplarisch die wichtigsten Wirkungszusammenhänge sowie deren Modellierung zwischen landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüssen und der Belastung von Gewässern erläutert und bisherige Ansätze

zur Berücksichtigung der für den Stickstoffeintrag in Gewässer relevanten natürlichen Faktoren und Prozesse vorgestellt. Abschließend erfolgt auf der Grundlage der neu gewonnenen Ergebnisse des agrarökonomischen, hydrologischen Modellverbundes eine Diskussion im Hinblick auf die Gewichtung der *trade-offs* agrar- und agrarumweltpolitischer Maßnahmen für den Gewässerschutz.

2 Einordnung und Bewertung ausgewählter Indikatoren des Gewässerschutzes im Kontext von Agrarumweltindikatoren

2.1 Grundlagen und Anforderung

Eine wesentliche Grundlage zur Bewertung ökologischer Wirkungen der Landwirtschaft und zur Bereitstellung entscheidungsstützender Informationen in der Politikberatung ist ein System zielorientierter Indikatoren. Die idealtypische Anforderung an ein Umweltindikatorensystem ist nach WALZ et al. (1997, S. 9) die Einbettung in ökologische Zusammenhänge, um ein besseres Verständnis der Wechselwirkungen zu gewinnen und darüber hinaus Entwicklungen und quantitative Erkenntnisse aufzuzeigen, wie sie für die Zielformulierung und deren Nachkontrolle unerlässlich sind (Europäische Kommission, 1999, S. 31).

Hinsichtlich der Definition und der Systematisierung von Umweltindikatoren hat die OECD (1997) ein grundlegendes Konzept ausgearbeitet, an dem sich die Systeme weiterer internationaler und nationaler (z.B. GEIER et al., 1998; RADEMACHER et al., 1998; WALZ et al., 1997) Institutionen orientieren. Demzufolge wird zwischen den Indikatorkategorien Triebkraft (Driving Force), Zustand (State) sowie Handlungsalternativen (Response) unterschieden. Driving Forces umfassen natürliche Umweltprozesse, biophysikalische Zufuhren und Ausstöße der Landwirtschaft sowie wirtschaftliche und soziale Faktoren. State-Indikatoren beschreiben den Zustand der natürlichen Ressourcen, deren Zusammensetzung, Struktur und Funktionsfähigkeit des Ökosystems sowie den menschlichen Gesundheitszustand und die umweltbezogene Wohlfahrt. Änderungen des Umweltzustandes können seitens verschiedener Gesellschaftsgruppen und politischer Entscheidungsträger Reaktionen (Responses) bewirken. Diese Reaktionen umfassen das Verhalten von Landwirten, Verbrauchern, der Lebensmittelkette, Verwaltung sowie der politischen Entscheidungsträger, die beispielsweise zur Verbesserung der Gewässerqualität eine Limitierung der Stickstoffbilanzüberschüsse im Rahmen der Düngeverordnung erlassen.

An die Umweltindikatoren werden umfangreiche Anforderungen gestellt. Seitens der Wissenschaft spielen Transparenz, Reproduzierbarkeit und Nachvollziehbarkeit sowie Vollständigkeit eine wichtige Rolle. Aufgrund der normativen Auswahl zu berücksichtigender Umweltwirkungen sowie geeigneter Indikatoren sollte sich das Umweltindikatorensystem an der gesellschaftlich relevanten Diskussion orientieren (GIEGRICH zitiert in GEIER et al., 1997, S.8) und Bezug zu umweltpolitischen Zielen haben (SRU, 1998, Kap. 1.3). Für die Nutzung von Indikatoren in der umweltpolitischen Debatte ist die Anforderung nach Referenz- oder Schwellenwerten von Bedeutung, um sowohl die Interpretation der Indikatorwerte zu erleichtern als auch den Bezug zu umweltpolitischen Zielen zu erweitern (ISER-

MANN/ISERMANN, 1997). In Zusammenhang mit der Umweltberichterstattung sowie einem Monitoring ist für die Vergleichbarkeit eine internationale Kompatibilität bzw. ein regionaler Bezug wünschenswert. Hinsichtlich der Umsetzung wird einem vertretbaren Erhebungsaufwand und einer kurzfristigen Realisierbarkeit große Bedeutung beigemessen. Die genannten Anforderungen an Agrar-Umweltindikatoren werden vorrangig an Indikatoren zur Steuerung des gesamten Agrarsystems gestellt. Demgegenüber sind in der Praxis zur Kontrolle und zu Erfolgsmessungen nach BERG/EISELE/SCHULZE-PALS (2002) andere Aspekte relevant, auf die hier nicht weiter eingegangen wird.

Für die modellgestützte Politikberatung ist nach VON MÜNCHHAUSEN/NIEBERG (1997) die Verwendbarkeit von Umweltindikatoren in ökonomischen Modellen eine zentrale Anforderung. Mit diesem Anspruch wird das in der Einleitung angesprochene Problem der in vielen Bereichen unzureichenden Kenntnisse über die Wechselwirkungen zwischen Driving-force-, State- sowie Response-Indikatoren wieder aufgegriffen. Die Kenntnis der Verknüpfungen ist jedoch die Voraussetzung für eine integrierte modellhafte Abbildung von Umweltindikatoren.

2.2 Einordnung und Bewertung der Indikatoren für diffuse Stickstoffeinträge

Auf der Grundlage der skizzierten Systematisierung von Umweltindikatoren und an sie gestellte Anforderungen werden im Folgenden Indikatoren zur Beschreibung des Problembereichs der Gewässerbelastung durch diffuse Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft diskutiert.

Viehbesatzdichten stellen einen leicht ermittelbaren, jedoch „grobem“ Driving-force-Indikator dar, der beispielsweise auf Landesebene zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie herangezogen wird. Da der im organischen Dünger enthaltene Stickstoff in der Praxis nur zu einem Teil pflanzenverfügbar ist bzw. von den Landwirten bei der Nährstoffbedarfsermittlung angerechnet wird (ECKERT/GERNAND, 2000), weisen Viehbesatzdichten eine Korrelation mit Stickstoffausträgen auf. Bei der Verwendung von Viehbesatzdichten kommt allerdings nicht zum Tragen, dass der Stickstoffgehalt und -ausnutzungsgrad in den tierischen Exkrementen je nach Viehart und Haltungstechnik stark variieren kann.

Als allgemein akzeptierter und vom Nachhaltigkeitsrat der Bundesrepublik Deutschland verwendeter Driving-force-Indikator hat sich der landwirtschaftliche Stickstoffbilanzsaldo durchgesetzt. Verschiedene Autoren verwenden bei der Bilanzierung eine ähnliche Vorgehensweise und kommen zu vergleichbaren Ergebnissen. Jedoch lassen sich in Abhängigkeit vom Aggregationsniveau, von der räumlichen Differenzierung und von der Datenverfügbarkeit unterschiedlich viele Aspekte berücksichtigen. Aufgrund natürlicher Standortfaktoren, die einen erheblichen Einfluss auf die tatsächliche Nitratauswaschung haben, besteht nur ein begrenzter Zusammenhang zwischen dem Stickstoffbilanzsaldo und den eigentlich zu schützenden Umweltgütern, den Grund- und Oberflächengewässern. Daher stellt der Stickstoffbilanzsaldo allenfalls einen Risikoindikator dar.

Um die tatsächliche Gefährdung bzw. Belastung der Umweltgüter besser abschätzen zu können, wurden unter Einbeziehung von Kennzahlen zu den Standorteigenschaften

Ansätze zur Erweiterung der Systemgrenze des Stickstoffbilanzsaldos vorgenommen. So berechneten WENDLAND et al. (1993) flächendifferenzierte potenzielle Nitratkonzentrationen im neu gebildeten Grundwasser. Hierzu wurde die Grundwasserneubildungshöhe aus der Differenz von Niederschlagsmenge und der realen Verdunstung sowie dem Oberflächenabfluss abgeleitet. Des Weiteren wurde unterstellt, dass regional einheitlich 50 % des Stickstoffbilanzüberschusses im Oberboden denitrifiziert werden. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt mit einer ähnlichen Methodik auch WEINGARTEN. „Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass es sich bei der unterstellten Denitrifikation im Boden nur um eine grobe Annäherung an die Realität handeln kann. Die Modellergebnisse dienen in erster Linie zur großräumigen Identifizierung von Gefährdungspotenzialen und nicht dazu, für einen bestimmten kleinräumigen Standort die tatsächliche Nitratkonzentration im Grundwasser zu modellieren.“ (WEINGARTEN, 1996).

Auch ISERMANN/ISERMANN (1997) diskutieren verschiedene Ansätze zur Abschätzung „tolerierbarer Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme.“

Die OECD schlägt zur Abschätzung der Umweltwirkungen der Landwirtschaft im Bereich Gewässerqualität den Risikoindikator „potenzielle Nitratkonzentration“ vor. Dieser Indikator bezieht sich auf das Sickerwasser sowie auf das oberflächlich ablaufende Wasser landwirtschaftlich genutzter Flächen und berechnet sich auf der Basis des Stickstoffbilanzüberschusses, des fruchtartenspezifischen Überschusswassers und der Wasserhaltekapazität, allerdings unabhängig von den übrigen Standorteigenschaften.

Die Beschreibung des Gewässerzustandes erfolgt im Allgemeinen durch gemessene Nitratkonzentration in Gewässern, womit sich u.a. Stickstofffrachten in Fließgewässern kalkulieren lassen. Der State-Indikator berechnet sich laut OECD für gefährdete landwirtschaftliche Regionen aus dem Anteil der Grund- und Oberflächengewässer, die oberhalb der nationalen Grenzwerte liegen.

Auf die Vielzahl möglicher Responses (z.B. stärkere Flächenbindung der Viehhaltung, Abgaben auf Vorleistungen) soll im Rahmen dieses Beitrags nicht eingegangen werden. Stattdessen wird auf die Literatur verwiesen u.a. auf SCHEELE/ISERMEYER/SCHMITT (1993), die Aktionsparameter der Umweltpolitik vor dem Hintergrund der Stickstoffproblematik hinsichtlich technischer Ansatzstelle, Adressat, Regelungsraum und Instrumenten differenziert betrachten sowie auf den WISSENSCHAFTLICHEN BEIRAT beim BMELF (1992, 1993).

Eine flächendeckende, regional differenzierte, konsistente Verknüpfung zwischen den genannten Indikatoren Driving Force, State und Response, und zwar den Stickstoffbilanzüberschüssen, den gemessenen Stickstoff(Nitrat)konzentrationen bzw. stickstoffreduzierenden Maßnahmen wurde bisher nicht umgesetzt. Die Ansätze beschränken sich auf partielle Analysen von Auswirkungen agrarumweltpolitischer Maßnahmen auf Stickstoffbilanzüberschüsse im Rahmen agrarökonomischer Modelle bzw. von Stickstoffbilanzüberschüssen auf Stickstofffrachten in Gewässern durch hydrologische Modelle.

3 Natürliche Prozesse beim Stickstoffeintrag in Grund- und Oberflächengewässer sowie deren Modellierung

3.1 Natürliche Prozesse beim Stickstoffeintrag

Der Eintrag von Stickstoff in Oberflächengewässer erfolgt entweder punktuell durch direkte Einleitungen oder flächenhaft (diffus) über die Komponenten des Wasserabflusses als Transportmedium. Da die Landwirtschaft Stickstoff überwiegend flächenhaft einträgt, werden die wesentlichen Prozesse dieses Eintragspfades im Folgenden erläutert.

Grundsätzlich lässt sich der Gesamtabfluss in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die auf der Erdoberfläche bzw. im Oberboden (Direktabfluss) und Grundwasserbereich (Basisabfluss) mit unterschiedlichen Fließzeiten den Vorflutern zuströmen.

Ein Teil des in Form von Nitrat in die durchwurzelte Bodenzone eingetragenen Stickstoffs kann durch Mikroorganismen denitrifiziert werden. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in dieser Zone sowie durch das Stickstoffabbauvermögen des Bodens bestimmt. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine lange Verweilzeit, ein starker Grundwassereinfluss sowie ein hoher Humusgehalt die Denitrifikation in den Böden begünstigen. Die Tiefe der Nitratverlagerung und somit die Zeit bis zum Erreichen des Grundwassers ist abhängig von der Sickerwassermenge und der Feldkapazität der Böden. Je höher die Feldkapazität und je geringer die Sickerwassermenge, desto höher ist das Nitratrückhaltevermögen im Boden und desto geringer die Gefährdung des Grundwassers (KUNTZE/ROESCHMANN/SCHWERDTFEGGER, 1988, S. 289; HÖLTING et al., 1995). So wurden z.B. Aue- und Marschböden als Böden mit guten Nitratabbaueigenschaften (maximale Abbaurate: 90 kg/ha und Jahr) eingestuft, während z.B. Podsole als Böden mit schlechten Nitratabbaubedingungen (maximale Abbaurate: 5 kg/ha und Jahr) eingestuft wurden.

Aufgrund des Direktabflusses sowie des Nitratabbaus im Oberboden wird in der Regel nicht das gesamte überschüssige Nitrat mit dem Sickerwasser aus der durchwurzelten Bodenzone in die ungesättigte Zone und den Grundwasserleiter eingetragen, wo es ebenfalls zu einem mikrobiellen Nitratabbau kommen kann. Grundvoraussetzung für den mikrobiellen Nitratabbau im Grundwasserleiter sind geringe Sauerstoffkonzentrationen sowie die Anwesenheit von organischem Kohlenstoff- und/oder Eisensulfidverbindungen (Pyrit) im Aquifer (KOROM, 1992; KUNKEL et al., 1999). Die Konzentrationen gemessener Grundwasserinhaltsstoffe können direkte Hinweise auf das Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters liefern.

Aufgrund der Stoffrückhalte- und Abbauprozesse im Grundwasserleiter ist das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente von zentraler Bedeutung für die Langzeitgefährdung der Grundwasservorkommen durch diffuse Nährstoffeinträge (KUNKEL/WENDLAND, 1999). Der Grundwasserabfluss hat von allen Abflusskomponenten die größte wasserwirtschaftliche Bedeutung, da er, zumindest in Mitteleuropa, dafür verantwortlich ist, dass die Vorfluter auch in niederschlagsarmen Zeiten noch Wasser führen. Im langjährigen Mittel ist der Basisabfluss nahezu gleichbleibend, so dass man bei der Betrachtung längerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden

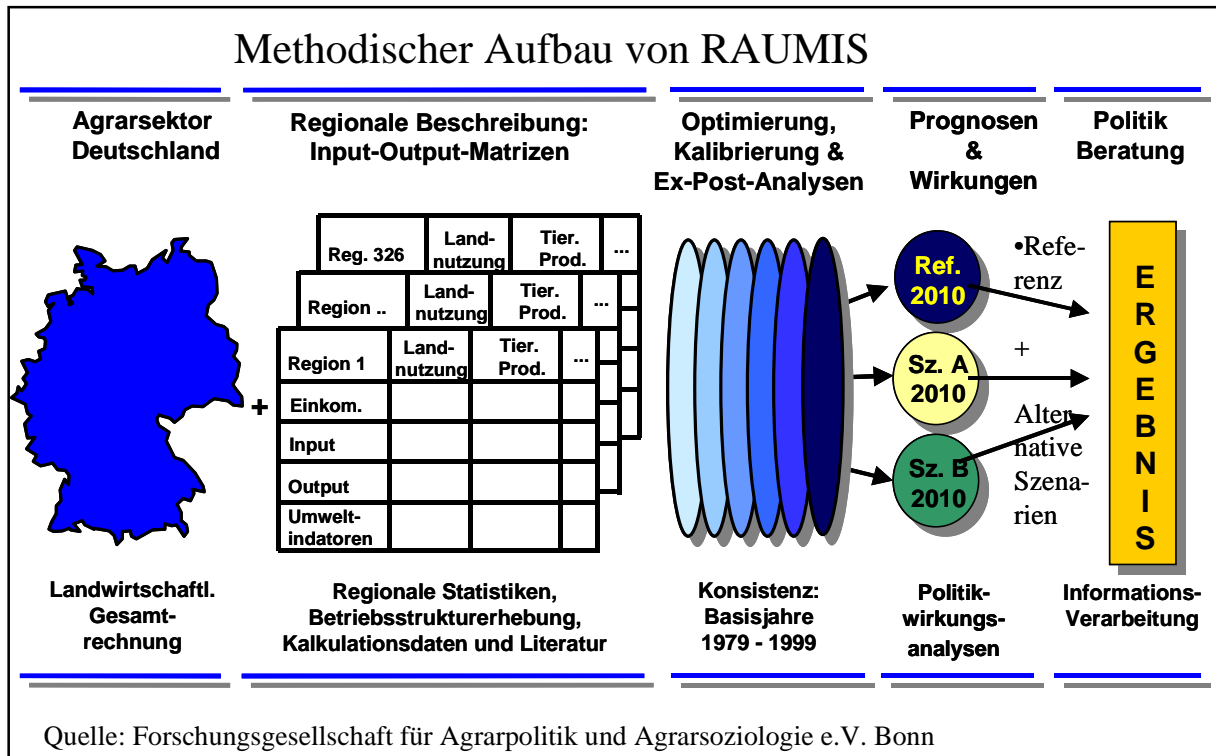


Abbildung 1

und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abfließenden Wassermenge sprechen kann.

3.2 Modellierung des Stickstoffeintrags in Gewässer

Die in Kapitel 2 diskutierte Anforderung, Verknüpfungen zwischen Driving-force-, State- und Response-Indikatoren herzustellen, wird hier aufgegriffen. Die Beziehungen zwischen den Indikatoren werden im Rahmen eines Verbundes bestehend aus dem agrarökonomischen Modell RAUMIS sowie den hydrologischen Modellen GROWA98 und WEKU abgebildet. Bei dieser Vorgehensweise lassen sich Synergien aufgrund der in beiden Modellgruppen bereits partiell abgebildeten Verknüpfungen zwischen Driving Force und Response einerseits und Driving Force und State andererseits nutzen. Für den Problembereich der diffusen Stickstoffeinträge werden die Auswirkungen von Maßnahmen auf den Stickstoffbilanzsaldo durch RAUMIS simuliert und die natürlichen Prozesse zwischen dem Stickstoffbilanzsaldo und Einträgen in Gewässer durch GROWA98/WEKU.

Das hier eingesetzte Modellsystem RAUMIS ist ein regional differenziertes Agrarsektormodell für die Bundesrepublik Deutschland. Das erste Ziel, das mit der Entwicklung des Modellsystems RAUMIS verfolgt wurde, ist die geschlossene, regional differenzierte Ex-post-Abbildung des Agrarsektors. Das bedeutet, dass Informationen der verschiedensten Datenquellen zusammengeführt werden. Außerdem stellen diese Informationen die Basis für das zweite Ziel bereit, das gegenwärtig im Vordergrund des Interesses steht. Ziel 2 sind die mittelfristigen Wirkungsanalysen alternativer Agrar- und Umweltpolitiken, und zwar hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens und der Agrar-Umwelt-Beziehungen.

Als räumliche Abbildungsebene dienen einschließlich der neuen Länder 326 Regionshöfe (vgl. auch Abbildung 1), die weitgehend den Landkreisen entsprechen. Über diese starke regionale Differenzierung können die sehr heterogenen natürlichen Standortbedingungen in Deutschland sowie die unterschiedlichen Betriebsstrukturen Berücksichtigung finden. Gleichzeitig wird eine kleinräumliche Ebene zur Untersuchung der Agrarumweltbeziehungen erreicht. Für jeden dieser Modellkreise wird eine aktivitätsanalytisch differenzierte Matrize aufgestellt.

Zur Abbildung des Agrarsektors wird im Modellsystem RAUMIS die gesamte landwirtschaftliche Erzeugung gemäß der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung (LGR) definiert. Das heißt, dass die gesamte Produktion in über 50 landwirtschaftlichen Produkten abgebildet wird, wie sie in einer Positivliste der LGR formuliert sind. Das Modell erfasst den gesamten Input, der zur Erzeugung dieser landwirtschaftlichen Produktion notwendig ist. Die Einkommensbegriffe entsprechen ebenfalls den Definitionen der LGR.

Hinsichtlich der zeitlichen Differenzierung werden für die Ex-post-Periode sogenannte Basisjahre unterschieden. In Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit liegen die Jahre 1979, 1983, 1987, 1991, 1995 und 1999 vor. Das Modellsystem RAUMIS verfolgt bei der Prognose einen komparativ-statischen Ansatz. Es sind zwei zentrale Bereiche zu unterscheiden. Zuerst erfolgt die Spezifizierung der Produktionsalternativen und der Restriktionen, die für die Entscheidungseinheiten im Zieljahr gelten, danach wird im Rahmen eines mathematischen Programmierungsmodells hinsichtlich des Entscheidungskriteriums der Gewinnmaximierung über die optimale Produktionsstruktur im Modellkreis entschieden. Dazu wird der Ansatz der Positiven Quadratischen Programmierung genutzt.

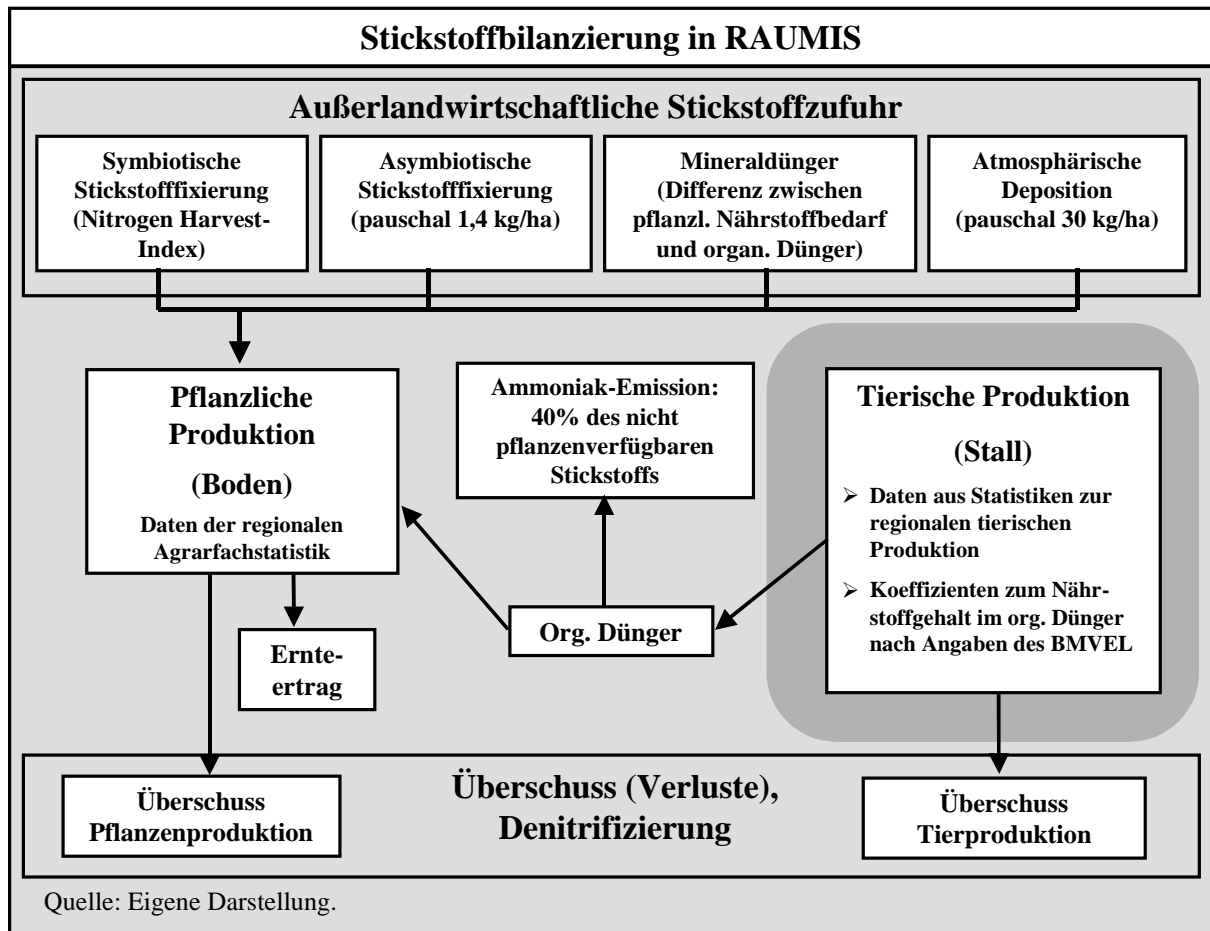


Abbildung 2

Für jeden einzelnen der Modellkreise sowie für deren Aggregate liegen dann Informationen zu den Produktionsumfängen der über 40 landwirtschaftlichen Hauptverfahren, zu den Produktionsmengen von über 50 landwirtschaftlichen Erzeugnissen, zum Vorleistungs- und Primärfaktoreinsatz sowie zu den Entlohnungen der ausgeschöpften Kapazitäten, zur Einkommensrechnung gemäß der LGR sowie zu den Umweltindikatoren vor.

Ein häufig genutzter Umweltindikator ist die Nährstoffbilanz. Die methodische Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS stimmt weitgehend mit den Empfehlungen der PARCOM-Richtlinien (1993) überein und ermöglicht somit den nationalen Vergleich der Entwicklung landwirtschaftlicher Nährstoffüberschüsse mit anderen Vertragsstaaten. Durch die vollständige Abbildung der regionalen Flächennutzung und Tierhaltung und die Konsistenz zur LGR ist RAUMIS in besonderer Weise für die Berechnung regionaler Nährstoffbilanzen geeignet. Im Rahmen der Aktualisierung des Datenbestandes zum Aufbau neuer Basisjahre stehen alle benötigten statistischen Ausgangsdaten im Modell zur Verfügung.

Betrachtungsgegenstand bei der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS ist die landwirtschaftlich genutzte Fläche, auf der Nährstoffzufuhr und -entzug gegeneinander aufgerechnet werden und im Ergebnis ein Nährstoffüberschuss ermittelt wird (vgl. Abbildung 2). Hierbei werden durch die Ausweisung eines Nährstoff-Mehrbedarfsfaktors regionale Standorteigenschaften berücksichtigt. Positionen der Nährstoffzufuhr sind mineralische sowie organische Düngemittel. Zusätzlich werden bei der N-Bilanzierung der Eintrag atmo-

sphärischen Stickstoffs sowie die symbiotische und asymbiotische N-Fixierung berücksichtigt. Nährstoffentzug entsteht zum einen durch das Erntegut sowie zum andern, bei Stickstoff, durch unvermeidbare Nährstoffverluste bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger in Form von NH_3 .

Der aus der Bilanzierung resultierende Nährstoffüberschuss ist diejenige Menge an Stickstoff, die den landwirtschaftlichen Produktionskreislauf verlässt und ein mögliches Gefährdungs-/Belastungspotenzial für die Gewässer darstellt. Diese Nährstoffüberschüsse können in Abhängigkeit von den Abbaubedingungen und der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden zum Teil abgebaut werden. Die Abbildung des Nitratabbaus in der durchwurzelten Bodenzone erfolgt durch eine Michaelis-Menten Kinetik (KÖHNE/WENDLAND, 1992). Die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone wird über die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers quantifiziert.

Zur Abbildung der diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer wird in Anlehnung an DIN 4059 (DIN, 1994) und an die Bezeichnungen nach PESCHKE (1997) eine Auftrennung des Gesamtabflusses in den Direktabfluss (schnelle Anteile: Oberflächenabfluss und unmittelbarer Zwischenabfluss in der ungesättigten Zone) und den Basisabfluss (langsame Anteile: verzögerter Zwischenabfluss und grundwasserbürtiger Abfluss) vorgenommen. Entscheidend für diese Wahl der Auftrennung ist, dass die Direktabflussanteile die Oberflächengewässer innerhalb einer Woche erreichen, während beim Basisabfluss Fließzeiten von bis zu mehreren Jahrzehnten auftreten können. Im

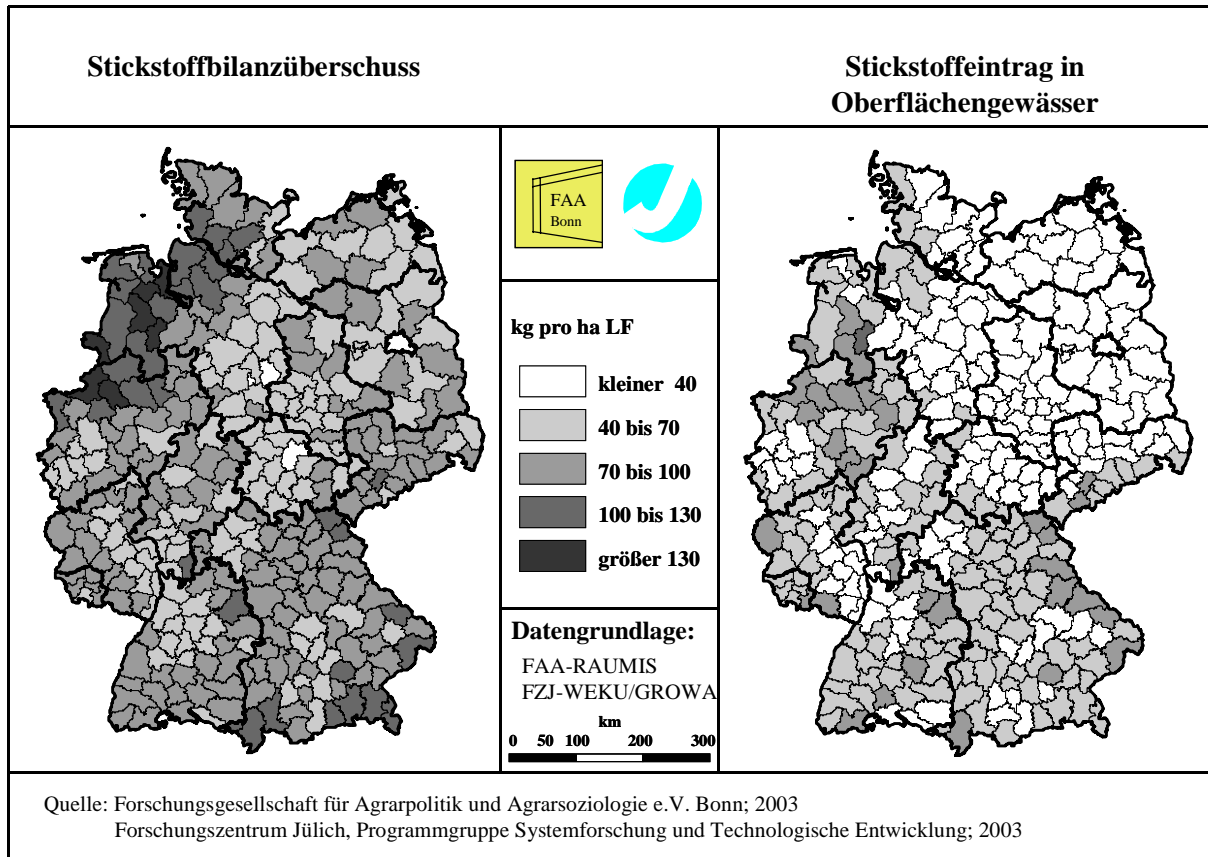


Abbildung 3

Grundwasserleiter können die dort befindlichen Nitratmen- gen durch mikrobielle Abbauvorgänge in Abhängigkeit von den jeweiligen Denitrifikationsbedingungen und der Ver- weilzeit des Grundwassers im Aquifer zum Teil abgebaut werden.

Bei der Modellierung der Verweilzeiten des Grundwas- sers wird der gesamte Fließweg bis zum Austritt in den grundwasserwirksamen Vorfluter betrachtet (KUNKEL/ WENDLAND, 1999). Dabei können Verweilzeiten zwischen weniger als einem Jahr und mehr als 250 Jahren auftreten. Vergleichsweise große Verweilzeiten treten in vielen Niede- rungsregionen auf und sind im Wesentlichen auf die gerin- gen hydraulischen Gradienten (Maß für Strömungsdruck) zurückzuführen. Geringe Verweilzeiten ergeben sich gene- rell für Regionen in Vorfluternähe, mit hoher Vorfluter- dichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gra- dienten.

Zur Modellierung der Nitratbauprozesse im Grundwas- serleiter (vgl. Kap. 3.1) ist eine Klassifizierung der hydro- geologischen Gesteinseinheiten hinsichtlich ihres Nitrat- abbauvermögens erforderlich. Hierzu wurde eine große An- zahl an Grundwassergütedaten im Hinblick auf die hydro- chemischen Eigenschaften der grundwasserführenden Ge- steinseinheiten statistisch ausgewertet (siehe z.B. WENDLAND/KUNKEL, 1999). Für eine Reihe grundwasser- führender Gesteinseinheiten lassen sich nitratabbauende Ei- genschaften postulieren. Dort ist es möglich, dass, unabhän- gig von der Höhe der Nitratreinträge aus der Landwirtschaft,

bei ausreichend langer Verweilzeit¹⁾ im Grundwasserleiter kein Nitrat in die Oberflächengewässer eingetragen wird, da es im Untergrund vollständig abgebaut wird. Aus diesen Gründen kann in Gebieten mit großen Verweilzeiten des grundwasserbürtigen Abflusses und guten Nitratbaub- edingungen im Aquifer davon ausgegangen werden, dass die im Vorfluter gemessenen Nitratkonzentrationen an die Direktabflussanteile gekoppelt sind, sofern diese Gebiete nicht durch Dränagen oder Entwässerungskanäle künstlich entwässert werden. Eine Analyse der Fließwege und Ver- weilzeiten des Grundwassers ist daher zur Prognose der Langzeitgefährdung von Grundwasservorkommen durch diffuse Nitratreinträge wichtig.

Zur Quantifizierung der grundwasserbürtigen Stickstoff- einträge in die Oberflächengewässer wird der Stickstoffab- bau in die Modellierung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponente integriert und mit den Stickstoffeinträgen in das Grundwasser verknüpft. Hierbei zeigt sich, dass allgemein in Festgesteinsregionen mit Nitratreinträgen von mehr als 10 kg/ha und Jahr ins Grundwasser zu rechnen ist. Ursache hierfür sind, neben den Stickstoffüberschüssen aus der Landwirtschaft, das Fehlen nennenswerter Nitratbaupkapazitäten im Unter- grund sowie die hohe Austauschhäufigkeit des Bodenwas-

1) Die Verweilzeiten spezifizieren die Zeiträume bis in den Grund- wasserleiter eingesickertes Wasser in ein Oberflächengewässer gelangt. Hierdurch werden gleichsam die Zeiträume gekennzeichnet, nach denen sich in den Grundwasserraum eingetragene diffuse Pflanzennährstoffe in einem Vorfluter nachweisen lassen, bzw. nach denen Maßnahmen zur Verringerung der Stoffeinträge Wirkung zeigen.

sers, die einen signifikanten Abbau der Stickstoffüberschüsse verhindert. In Lockergesteinsregionen treten Nitratreinträge von mehr als 10 kg/ha und Jahr ins Grundwasser nur in der Nähe der Vorfluter auf. Selbst bei guten Voraussetzungen für einen vollständigen Nitratabbau im Grundwasserleiter reicht die dort kurze Verweilzeit im Aquifer nicht aus, um die Nitratreinträge ins Grundwasser vollständig abzubauen. Ansonsten sind für die Lockergesteinsregion Nitratreinträge von unter 1 kg/ha und Jahr typisch.

mit hohen Stickstoffüberschüssen und großem Eintragsrisiko sind vor allem die viehstarken Regionen Nordwestdeutschlands mit Werten von jährlich bis zu 250 kg/ha in den Landkreisen Vechta und Cloppenburg. Auch die milchviehstarken Regionen des Alpenvorlandes sowie des Bayerischen Waldes weisen beträchtliche Stickstoffbilanzüberschüsse auf.

Der auf diesen Stickstoffüberschüssen basierende durchschnittliche (simulierte) jährliche Stickstoffeintrag in Ober-

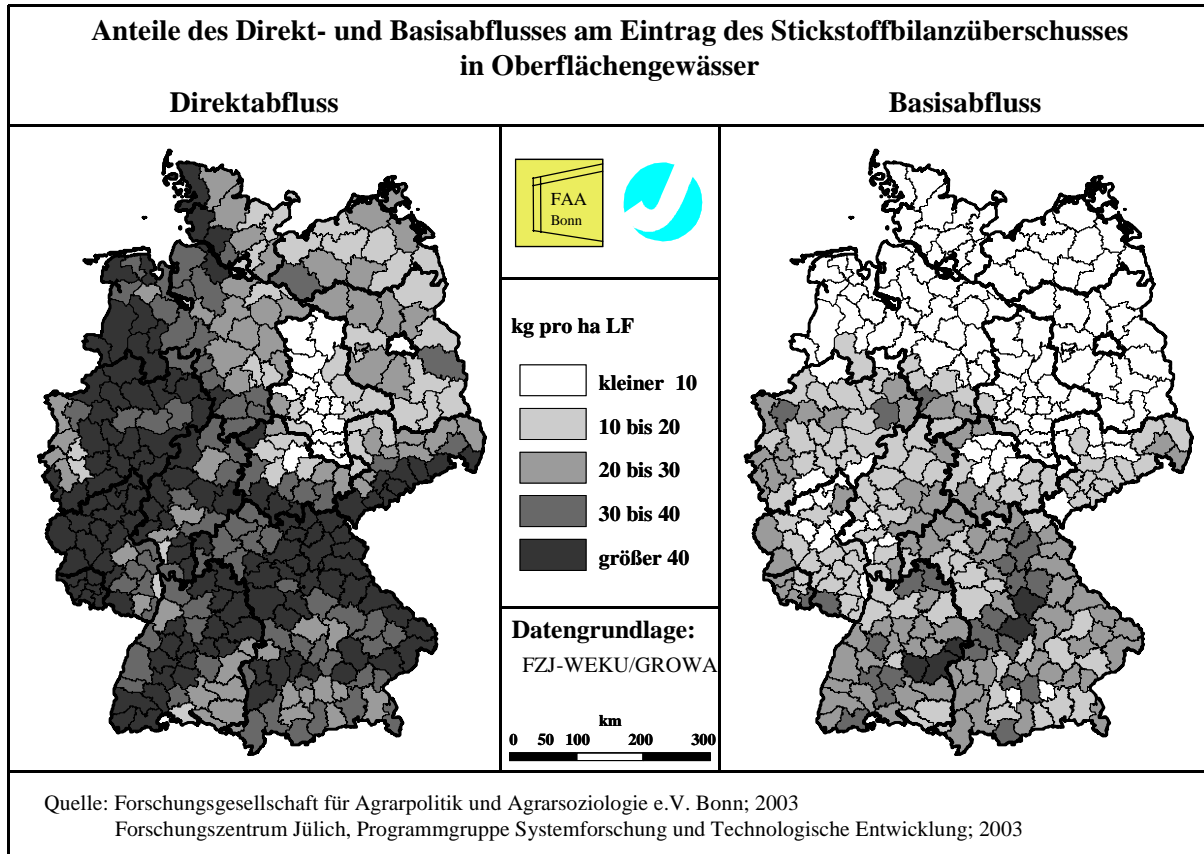


Abbildung 4

Für die weitere Betrachtung wurden die mit einer hohen räumlichen Auflösung (250m) berechneten Stickstoffeinträge im Mittelwert für die RAUMIS-Modellregionen aggregiert. Bei Wirkungsanalysen sind die Ergebnisse hinsichtlich ihres Abbildungsbereichs mit den oben genannten State-Indikatoren vergleichbar, wobei es sich nicht um gemessene, sondern kalkulierte Werte handelt. Somit wurde durch die Modellverkopplung die Möglichkeit geschaffen, die verschiedenen Indikatortypen Driving Force, State und Response durch die Berücksichtigung der wechselseitigen Beziehungen miteinander zu verknüpfen.

4 Ergebnisse der quantitativen Analysen

Ausgangspunkt der Situationsbeschreibung im Umweltwirkungsbereich der Landwirtschaft „diffuse Stickstoffeinträge in Gewässer“ ist der Driving-force-Indikator „landwirtschaftlicher Stickstoffbilanzüberschuss“. Im Agrarsektormodell RAUMIS wird dieser für Regionen ermittelt, die weitgehend den Landkreisen entsprechen. Abbildung 3 gibt einen Überblick über die regionalen Stickstoffbilanzsalden im Basisjahr 1999, einem Mehrjahresdurchschnitt, durch den ernte- und damit entzugsbedingte Schwankungen der Stickstoffbilanzen weitgehend ausgeschaltet sind. Gebiete

flächengewässer ist in Abbildung 3 den Stickstoffsalden gegenübergestellt. Um das regional unterschiedliche Nitratabbauvermögen darzustellen, wurde die Klasseneinteilung beibehalten. Die höchsten Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer erfolgen in den genannten viehstarken Regionen Nordwestdeutschlands. Hervorzuheben ist jedoch, dass keine Region Einträge von mehr als 120 kg/ha und Jahr aufweist. Das heißt, dass in den Regionen Vechta und Cloppenburg mehr als die Hälfte des Stickstoffbilanzüberschusses denitrifiziert werden. Dabei sind innerhalb der viehstarken Gebiete teilweise signifikante regionale Unterschiede hinsichtlich des Nitratabbauvermögens festzustellen. Deutlich wird auch, dass in vielen Mittelgebirgsregionen ein vergleichsweise geringer Anteil des Stickstoffüberschusses denitrifiziert wird.

Die unterschiedlichen regionalen Standortbedingungen, die anhand der Abbildungen 3 und 4 im Kontext der regionalen absoluten Stickstoffbilanzsalden herausgestellt werden, erklären, weshalb regional sehr unterschiedliche Anteile des Stickstoffbilanzüberschusses in die Gewässer eingetragen werden. In Abbildung 4 sind die jeweiligen Anteile des Stickstoffbilanzüberschusses dargestellt, die über den Direkt- bzw. Basisabfluss in die Oberflächengewässer

eingetragen werden. In der Regel erfolgt der Haupteintrag für diffuse Stickstoffeinträge über den Direktabfluss insbesondere in den Mittelgebirgsregionen sowie in den dränier-

5 Schlussfolgerungen

Eine erste Verknüpfung von RAUMIS mit GROWA98 und WEKU verdeutlicht das Potenzial interdisziplinärer Modellverbunde für die modellgestützte Politikberatung am Beispiel der für den Umweltwirkungsbereich „diffuse landwirtschaftliche Stickstoffeinträge in Gewässer“ erzielten Ergebnisse. Die Verbesserung für die Politikwirkungsanalyse besteht in der direkten Verknüpfung zwischen Maßnahmen und deren Wirkungen auf Driving-force-Indikatoren wie dem Stickstoffbilanzsaldo und darüber hinaus auf State-Indikatoren wie den Stickstofffrachten in Gewässer.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bei der Ableitung effizienter Strategien zur Vermeidung diffuser Stickstoffeinträge nicht nur der regionale Stickstoffüberschuss als Indikator heranzuziehen ist, sondern ebenfalls die Bodenverhältnisse und hydrologischen Bedingungen. So sind innerhalb viedstarker Gebiete mit hohen Stickstoffüberschüssen aufgrund regional unterschiedlicher Abbaubedingungen und Verweilzeiten des Wassers im Boden unterschiedlich hohe Stickstofffrachten ins Oberflächengewässer zu verzeichnen. In den Regionen besteht somit in Bezug auf eine Reduzierung landwirtschaftlicher Stickstoffüberschüsse ein mehr oder minder akuter Handlungsbedarf. Zur Beurteilung des zeitlichen Horizontes einer Einführung entsprechender Maßnahmen sind aus diesem Grund ökologische, ökonomische und soziale Aspekte für eine nachhaltige Entwicklung regional zu gewichten. Einerseits wird durch einen hohen Stickstoffüberschuss der Denitrifikationspuffer des Grundwasserleiters irreversibel verbraucht, andererseits benötigen bestehende landwirtschaftliche Produktionsstrukturen aus

ökonomischen und sozialen Aspekten gewisse Anpassungszeiträume. Für die Abwägung der verschiedenen Aspekte sind weitere Informationen notwendig. Beispielsweise spielen der Zeithorizont des regionalen Nitratabbauvermögens sowie gegebenenfalls weitere Nebeneffekte (z.B. Verockerungserscheinungen) bei der Bemessung regionaler Anpassungsfristen eine wichtige Rolle.

Durch die Koppelung von RAUMIS mit GROWA98 und WEKU ergeben sich neue Möglichkeiten einer verbesserten modellhaften Abbildung von Umweltwirkungen der Landwirtschaft, wobei die Berücksichtigung regional differenzierter Standorteigenschaften eine effizientere Ermittlung von Politikmaßnahmen erlaubt.

Die verbundenen Modelle weisen eine sehr unterschiedliche regionale Differenzierung auf. Während RAUMIS den deutschen Agrarsektor weitgehend auf der Landkreisebene abbildet (vgl. Kap. 3.2), gehen in GROWA98 und WEKU Daten mit einer Auflösung von bis zu 50x50 m ein. Die vorgesehene weitere regionale Differenzierung von RAUMIS z.B. auf die Gemeindeebene führt zu einer Annäherung der Abbildungsebene an GROWA98 und WEKU sowie zu einer Reduzierung des Aggregationsfehlers in RAUMIS. Darüber hinaus könnten die vorliegenden Standorteigenschaften genutzt werden, um den Einfluss der Heterogenitäten innerhalb einer Modellregion auf das Anpassungsverhalten der Landwirtschaft abzubilden.

Die Erfahrungen, die bei der interdisziplinären Modellverkopplung von RAUMIS mit GROWA98 und WEKU

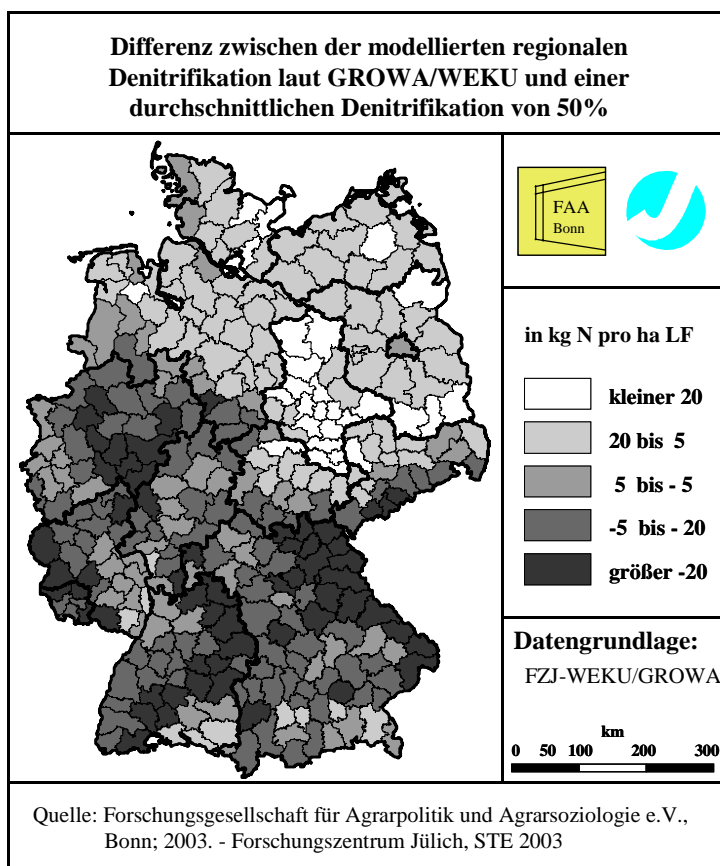


Abbildung 5

ten Regionen im Norden Deutschlands. Aus diesen Regionen werden aufgrund des hohen Direktabflusses und der geringen Denitrifikation im Oberboden und Grundwasserleiter teilweise mehr als drei Viertel des Stickstoffbilanzüberschusses in die Oberflächengewässer eingetragen. Die geringsten Anteile weist der Direktabfluss vor allem in den neuen Bundesländern auf, da hier günstige Standortbedingungen für den Nitratabbau im Oberboden vorliegen, so dass regional bis zu 60 % der Stickstoffüberschüsse bereits im Oberboden denitrifiziert werden.

Aus Abbildung 5 sind die Unterschiede hinsichtlich der Standortfaktoren zu entnehmen, die das regionale Nitratabbauvermögen beeinflussen. Dargestellt ist die Differenz zwischen der modellierten regional abgebauten Stickstoffmenge und der Menge, die sich anhand der durchschnittlichen Denitrifikation von 50 % ergibt. Überdurchschnittliche Abbaupotenziale sind im Norden Westdeutschlands sowie nahezu im gesamten Osten der Bundesrepublik vorzufinden. Demgegenüber sind vor allem Mittelgebirgsregionen durch unterdurchschnittliche Stickstoffabbaubedingungen gekennzeichnet. Bei einer vergleichenden Betrachtung von Abbildung 3 mit Abbildung 5 wird deutlich, dass das Gewässerbelastungspotenzial anhand der Stickstoffbilanzsalden in manchen Regionen überschätzt wird, während in anderen Regionen trotz vergleichsweise geringer Stickstoffüberschüsse mit einem relativ höherem Gewässerbelastungspotenzial zu rechnen ist.

gemacht wurden, zeigen, dass sehr komplexe Wechselwirkungen unter Nutzung bestehender Synergien modelliert werden können. Diese Art der Modellverknüpfung ließe sich in ähnlicher Weise auf andere Umweltwirkungsbereiche der Landwirtschaft wie Erosion, Arten- und Biotopvielfalt sowie Schadgasemissionen übertragen.

Literaturverzeichnis

- BERG, M.; EISELE, J.; SCHULZE-PALS, L. (2002): Umweltindikatoren als Element agrarpolitischer Maßnahmen. Agra-Europa 48/02 vom 25. November 2002, Sonderbeilage
- DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (1994): DIN 4059-3 Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. Beuth-Verlag, Berlin
- ECKERT, H.; GERNAND, U. (2000): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL - Ergebnisse und Schlussfolgerungen. VDLUFA-Schriftenreihe 53
- Europäische Kommission (1999): Wegweiser zur nachhaltigen Landwirtschaft. Kom(1999)22 endg. vom 27.01.1999, Brüssel
- GEIER, U.; MEUDT, M.; RUDLOFF, B.; URFEI, G.; SCHICK, H.-P. (1998): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatoren-systeme. Forschungsbericht 108 01 139 im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- HENRICHSMAYER, W.; CYPRIS, CH.; LÖHE, W.; MEUDT, M.; SANDER, R.; SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F.; SCHEFSKI, A.; SCHLEEF, K.H.; NEANDER, E.; FASTERDING, F.; HELMKE, B.; NEUMANN, M.; NIEBERG, H.; MANEGOLD, D.; MEIER, TH. (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021). Vervielfältigtes Manuskript, Bonn/Braunschweig
- HÖLTING B.; HAERTLÉ T.; HOHBERGER K.-H.; NACHTIGALL K. H.; VILLINGER E.; WEINZIERL W.; WROBEL, J.P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geol. Jb., C 63, 5-20, Hannover
- ISERMANN, K.; ISERMANN, R. (1997): Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme. In Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, Osnabrück
- KÖHNE Ch.; WENDLAND F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. Interner Bericht KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich, Jülich
- KOROM, S. F. (1992): Natural denitrification in the saturated zone: a review. Water resources research, Vol. 28, No.6, P. 1657-1668
- KUNKEL R.; WENDLAND, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. Journal of Hydrology 259, P.152-162
- KUNKEL, R.; WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflussanteils im Flusseinzugsgebiet der Elbe. Schriften des FZ Jülich, Reihe Umwelt, Bd. 19, Jülich
- KUNKEL, R.; WENDLAND, F.; ALBERT, H. (1999): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten des Elbeinzugsgebietes. Wasser & Boden, 51/9, S. 16-19
- KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G.; SCHWERDTFEGER, G. (1988): Bodenkunde. 4. Aufl., Stuttgart
- MÜNCHHAUSEN, H. VON; NIEBERG, H. (1997): Agrar- Umweltindikatoren - Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. Deutsche Stiftung Umwelt, Initiativen zum Umweltschutz 5. Umweltverträgliche Landwirtschaft, Osnabrück
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 1997): Environmental Indicators for Agriculture, Paris
- PARCOM (Paris-Konvention zur Verhütung der Meeresverschmutzung) (1993): Dritte Sitzung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft - Anlage 1: PARCOM-Richtlinien für die Berechnung von Mineralbilanzen
- PESCHKE, G. (1997): Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zur ihrer Bestimmung. In: Leibundgut, C. & S. Demuth: Grundwasserneubildung, S. 1 - 13, Freiburger Schriften zur Hydrologie Bd. 5 - Grundwasserneubildung, 1-13, Freiburg/Br.
- PETERSEN, J.-E. (2002): Agrarumweltindikatoren als Elemente der Umweltberichterstattung - Aktivitäten auf EU-Ebene und in der OECD. In: Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): Umweltindikatoren - Schlüssel für eine umweltverträgliche Land- und Forstwirtschaft. Schriftenreihe Agrarspectrum Band 36, Frankfurt a.M.
- RADERMACHER, W.; ZIESCHANK, R.; HOFFMANN-KROLL, R.; NOUHUYS, J. VAN; SCHÄFER, D.; SEIBEL, S. (1998): Entwicklung eines Indikatoren-systems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugs-räume. Band 5 der Schriftenreihe des Statistischen Bundesamtes: Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Wiesbaden
- SCHEELE, M.; ISERMAYER, F.; SCHMITT, G. (1993): Umweltpolitische Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft. Agrarwirtschaft 42, H. 8/9, S. 294 - 313
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, Sondergutachten, Stuttgart
- WALZ, R. et al. (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatoren-system - Weiterentwicklung von Indikatoren-systemen für die Umweltberichterstattung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Texte 37/97, Berlin
- WEINGARTEN, P. (1996): Grundwasserschutz und Landwirtschaft. Landwirtschaft und Umwelt, Schriften zur Umweltökonomik 13, Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel
- WENDLAND, F.; KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt Vol. 13, Jülich
- WENDLAND, F.; ALBERT, H.; BACH, M.; SCHMIDT, R. (1993): Atlas zum Nitratsstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag, Heidelberg
- Wissenschaftlicher Beirat beim BMELF (1992): Strategien für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. Schriftenreihe des BMELF. Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 414, Münster-Hiltrup
- Wissenschaftlicher Beirat beim BMELF (1993): Reduzierung der Stickstoffemissionen der Landwirtschaft. Schriftenreihe des BMELF. Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 423, Münster-Hiltrup

Verfasser:

Dr. HORST GÖMANN,

Dipl.-Ing. agr. PETER KREINS

Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie (FAA)
(E-Mail: faabonn@t-online.de)

Dr. RALF KUNKEL,

Dr. FRANK WENDLAND

Forschungszentrum Jülich (FZJ), Programmgruppe Systemforschung
und technologische Entwicklung (STE)
(E-Mail: fzj@fz-jülich.de)